Deutscher Bundestag **Drucksache 15/2626**
15. Wahlperiode 24. 02. 2004

Unterrichtung
durch die Bundesregierung

Sondergutachten
des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee

Inhaltsverzeichnis

Zugeleitet mit Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 20. Februar 2004.

Seite

Seite

Seite

Seite

Verzeichnis der Tabellen im Text

Seite

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Seite

Verzeichnis der Karten im Anhang

Verzeichnis der Abkürzungen

a	= anno
Abl. EG	= Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften
Abschn.	= Abschnitt
Abs.	= Absatz
AIS	= Automatic Identification System
Art.	= Artikel
ASCOBANS	= Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Ost- und Nordsee
AWZ	= Ausschließliche Wirtschaftszone
BauGB	= Baugesetzbuch
BBergG	= Bundesberggesetz
Beschl.	= Beschluss
BfN	= Bundesamt für Naturschutz
BGBl.	= Bundesgesetzblatt
BGS	= Bundesgrenzschutz
BImSchG	= Bundes-Immissionsschutzgesetz
BIP	= Bruttoinlandsprodukt
BLABAK	= Bund-Länder-Arbeitskreis für den Umgang mit Baggergut an der Küste
BLANO	= Bund-Länder-Ausschuss Nordsee/Ostsee
B_{lim}	= Limitreferenzpunkt
BMF	= Bundesministerium der Finanzen
BMI	= Bundesministerium des Inneren
BMU	= Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVBW	= Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen
BMVEL	= Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BNatSchG	= Bundesnaturschutzgesetz
B_{pa}	= Vorsorgereferenzpunkt
Bq	= Bequerel
BRC	= Background/Reference Concentration
BRZ	= Bruttoraumzahl
BSH	= Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BSPA	= Baltic Sea Protected Area
BVT	= Beste Verfügbare Technik
CAFE	= Clean Air for Europe (Programme)
CBD	= Convention on Biological Biodiversity
Cd	= Cadmium
Cs	= Cäsium
Cu	= Kupfer
DDT	= Dichlor-diphenyl-trichlorethan
EAC	= Ecotoxilogical Assessment Criteria
EAGFL	= Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft
EcoQOs	= Ecological Quality Objektives (Umweltqualitätsziele)
EFRE	= Europäischer Fonds für Regionale Entwicklung

EG	= Europäische Gemeinschaften (in Verbindung mit Artikel-Nr. = EG-Vertrag
EIFAC	= European Inland Fisheries Advisory Commission (Europäische Beratende Kommission für Binnenfischerei)
EWG	= Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EU	= Europäische Union
EuGH	= Europäischer Gerichtshof
FAO	= Food and Agriculture Organization (Welternährungsorganisation)
FIAF	= Finanzierungsinstrument für die Ausrichtung der Fischerei
FlsBergV	= Festlandsockel-Bergverordnung
FFH-Richtlinie	= Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GAP	= Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Gemeinschaften
GD	= Generaldirektion
GFP	= Gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Gemeinschaften
GRF	= Group Rights in Fisheries
g	= Gramm
HABAK	= Handlungsanweisung Baggergut Binnengewässer
HagueMOU	= Hague Memorandum on Port State Control
HCB	= Hexaclorbenzol
HCH	= Hexachlorcyclohexan
HELCOM	= Helsinki Commission (Kommission des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets von 1992)
Hg	= Quecksilber
HNS-Konvention	= Internationale Konvention über Haftung und Ersatz von Schäden im Zusammenhang mit der Beförderung von gefährlichen und schädlichen Substanzen
IBA	= Important Bird Area
IBSFC	= International Baltic Sea Fisheries Commission
ICES	= International Council for the Exploration of the Sea
IKZM	= Integriertes Küstenzonenmanagement
ILM	= International Legal Materials (Veröffentlichungsorgan für internationale Verträge und Übereinkommen)
IMO	= International Maritime Organization (Internationale Seeschifffahrtsorganisation)
INK	= Internationale Nordseeschutzkonferenz
ITQ	= Individual Transferable Quota
IUCN	= International Union for Nature Conservation (Internationale Organisation für Naturschutz)
IVU-Richtlinie	= Richtlinie 96/61 EG über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzungen
kg	= Kilogramm
km	= Kilometer
KW	= Kilowatt
l	= Liter
LNatSchG	= Landesnaturschutzgesetz
MAP	= Mehrjährige Ausrichtungsprogramme

MARPOL = Internationales Übereinkommen von 1973/78 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
m = Meter
MBAL = Minimum Biologically Acceptable Level
mg = Milligramm
Mg = Megagramm
µg = Mikrogramm
Mio. = Million(en)
MPA = Marine Protected Area
NEAFC = North East Atlantic Fisheries Commission
NEC = National Emission Ceilings
N = Stickstoff
ng = Nanogramm
Ng = Nassgewicht
Ni = Nickel
NO_x = Stickstoffoxid
OSPAR (-Commission) = Commission of the Oslo- and Paris-Convention (Kommission gemäß Art. 10 des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks)
PA = Precautionary Approach
PAK = Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PARCOM = Kommission zum Übereinkommen von Paris von 1974 zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus
ParisMOU = Paris Memorandum of Understanding on Port State Control
Pb = Blei
PBT-Stoffe = persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe
PBTE = Polybromierte Diphenylether
PCB = Polychlorierte Biphenyle
PCDD = Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF = Polychlorierte Dibenzofurane
PDV = Phocine Distemper Virus
PEC = Predicted Environmental Concentration
PNEC = Predicted No Effect Concentration
Po = Pollonium
POP = Persistent Organic Pollutant
psu = practical salinity unit
RAC = Regional Advisory Council for Fisheries Management
REACH = Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals
ROG = Raumordnungsgesetz
RL = Richtlinie
Rs. = Rechtssache
RT = Registertonne(n)
SeeAnlV = Seeanlagenverordnung
SFSA = Straddling Fishstocks Agreement
SO_2 = Schwefeldioxid
SPA = Special Protected Area
Sr = Strontium
SRU = Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

SRÜ	= Seerechtsübereinkommen
STECF	= Wissenschaftlich-Technischer Ausschuss für Fischerei
STCW	= International Convention on Standards of Trading, Certification and Watchkeeping
StGB	= Strafgesetzbuch
SUP	= Strategische Umweltprüfung (nach der Richtlinie 2001/42/EG über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme)
Sv	= Sievert
TAC	= Total Allowable Catches
TBT	= Tributylzinn
Tc	= Technetium
TDW	= Tragfähigkeitstonnage
TEq	= Toxizitätsäquivalent
TURF	= Territorial User Rights in Fisheries
TÜV	= Technischer Überwachungsverein
TWH	= Terawattstunde
Tz.	= Textziffer
UNECE	= United Nations Economic Commission for Europe
UNTS	= United Nations Treaty Series
UVP	= Umweltverträglichkeitsprüfung
UVP-V Bergbau	= Verordnung zur Umweltverträglichkeitsprüfung im Bergbau
VO	= Verordnung
vPvB	= very persistent and very bioaccumulative
WAA	= Wiederaufbereitungsanlage
WHG	= Wasserhaushaltsgesetz
WSV	= Wasser- und Schifffahrtsverwaltung

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU)

Prof. Dr. iur. Hans-Joachim Koch, Hamburg (Vorsitzender),

Prof. Dr.-Ing. Max Dohmann, Aachen,

Prof. Dr. med. Thomas Eikmann, Gießen,

Prof. Dr. rer. hort. Christina von Haaren, Hannover,

Prof. Dr. phil. Martin Jänicke, Berlin,

Prof. Dr. rer. pol. Peter Michaelis, Augsburg,

Prof. Dr. phil. Konrad Ott, Greifswald.

Dieses Sondergutachten beruht auch auf der unermüdlichen Arbeit der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter in der Geschäftsstelle sowie der Ratsmitglieder. Zum wissenschaftlichen Stab des Umweltrates gehörten während der Arbeiten an diesem Gutachten:

WissDir Dr. phil. Christian Hey (Generalsekretär), Dipl.-Volkswirt Lutz Eichler (Stellvertretender Generalsekretär), Dipl.-Landschaftsökologe Christian Bartolomäus (Greifswald), Dr. rer. nat. Ulrike Doyle, Dipl.-Volkswirt Steffen Hentrich, Dipl.-Politologe Helge Jörgens, Dipl.-Ing. Stephan Köster (Aachen), Dipl.-Ing. Tanja Leinweber (Hannover), Ass. iur. Friederike Mechel, LLM. (Hamburg), Dr. iur. Moritz Reese, Dipl.-Ing. Almut Reichel, Dr. rer. nat. Markus Salomon, Dr. rer. nat. Heike Seitz (Gießen), Dr. rer. nat. Elisabeth Schmid, Dipl.-Politologe Axel Volkery (Berlin), Dipl.-Physiker Tobias Wiesenthal, Dipl.-Ökonom Peter Zerle (Augsburg), RA Dr. iur. Cornelia Ziehm (Hamburg).

Zu den ständigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern gehörten bei Abschluss des Gutachtens: Petra Busch, Dipl.-Journalistin Mandy Ehnert-Zubor, Rainer Kintzel, Sabine Krebs, Pascale Lischka, Gabriele Schönwiese. Für bibliothekarische Unterstützung stand Frau Karin Ziegler (Bibliothek des Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH) zur Verfügung.

Anschrift: Geschäftsstelle des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU),

Reichpietschufer 60, 7. OG, D-10785 Berlin

Tel.: (030) 26 36 96-0, Fax: (030) 26 36 96-109

e-mail: sru@uba.de, internet: http://www.umweltrat.de

Der Umweltrat dankt den Vertretern der Ministerien und der Ämter des Bundes und der Länder, ohne deren Kenntnisse, Vollzugserfahrungen und Forschung das vorliegende Sondergutachten nicht möglich gewesen wäre. In zahlreichen Fachgesprächen mit Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (MinDirig Dr. Fritz Holzwarth, RegDir Hans-Georg Neuhoff, Dipl.-Ing. Cornelia Viertl), des Umweltbundesamtes (Dipl.-Biologe Ulrich Claussen, DirProfin Dr. Christiane Markard, WissDir Heinz-Jochen Poremski, WissOR Dr. Jörg Rechenberg, Dipl.-Ing. Albrecht Tiedemann), des Bundesamtes für Naturschutz (Dipl.-Biologe Bernd Neukirchen, Dr. Jürgen Ritterhof), des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (Präsident Prof. Dr. Peter Ehlers, Dr. Horst Albrecht, RegDir Christian Dahlke, Dr. H. Gaul, Dr. H. Heinrich, Dr. H. Nies, Dr. S. R. Schmolke, Dr. Norbert Theobald), der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Dir. u. Prof. Dr. rer. Gerd Hubold), des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Dr. Adolf Kellermann), des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Dr. Jochen Voß), des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Dr. Andreas Röpke, Dr. Peter Schlichting) und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (MinRat Dr. Günther-Michael Knopp, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz) hat der Umweltrat wesentliche Einsichten und Anregungen gewinnen können. Auch unseren Kollegen der Universität Hamburg vom Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, nämlich Prof. Dr. Jürgen Sündermann, Dr. Thomas Pohlmann und Dr. Hermann Lenhart (Institut für Meereskunde) sowie Dr. Brockmann (Institut für

Biogeochemie und Meereschemie) danken wir herzlich für die kollegiale Gesprächsbereitschaft.

Der Umweltrat dankt für zahlreiche Fachgespräche und vielfältige Anregungen im Rahmen von Tagungen, Symposien und anderen Veranstaltungen zum Thema Meeresumweltschutz:

– „European Strategy for Protection and Conservation of the Marine Environment", Stakeholder Conference, 4. bis 6. Dezember 2002, Køge, Dänemark,

– „Umgestaltung des deutschen Chemikalienrechtes durch europäische Chemikalienpolitik", 9. Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht, 27. bis 28. Februar 2003, Osnabrück,

– Symposium „Warnsignale aus dem Meer – von den offenen Ozeanen bis zu den Randmeeren", 31. März bis 2. April 2003, Hamburg,

– Workshop on Ecosystem Approach to Baltic Sea Management, 22. bis 24. April 2003, Vaxholm, Schweden,

– Meeresumwelt-Symposium 2003 „Aktuelle Probleme der Meeresumwelt", 3. bis 4. Juni 2003, Hamburg,

– „Working Together for Our Seas", Ministerial Meeting: HELCOM Commission, OSPAR Commission, Joint Meeting of the Commissions, 23. bis 27. Juni 2003, Bremen,

– „Nutzungs- und Schutzkonflikte der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) – rechtliche Steuerungsmöglichkeiten", 11. Rostocker Gespräche zum Seerecht, 14. November 2003, Rostock.

(Redaktionsschluss: 31. Dezember 2003)

Vorwort

Der Umweltrat hat sich 1980 in seiner Pionierarbeit über „Umweltprobleme der Nordsee“ umfassend mit Fragen des Meeresumweltschutzes befasst. Inzwischen sind nahezu 25 Jahre vergangen, in denen manche Belastungen von Nord- und Ostsee reduziert werden konnten, einige Probleme jedoch im Wesentlichen ungelöst geblieben und andere hinzugekommen sind. Insgesamt kann keine Entwarnung gegeben werden. Im Gegenteil. Der noch zunehmende Nutzungsdruck auf Nord- und Ostsee erfordert in wichtigen Politikfeldern einschneidende Korrekturen.

– Die positiven Ansätze zur Reform der gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union sollten von der Bundesregierung mit Nachdruck weiter verfolgt werden. Bei Fortsetzung einer subventionierten Intensivlandwirtschaft wird das anspruchsvolle Ziel der Vertragsparteien des Übereinkommens zum Schutz des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen), die anthropogene Eutrophierung bis zum Jahre 2010 auf „nahe Null“ zu reduzieren, mit Gewissheit verfehlt werden.

– In der gegenwärtig auf der politischen Tagesordnung der Europäischen Union stehenden Chemikalienpolitik muss das Generationenziel der völkerrechtlichen Regime, bis zum Jahre 2020 den Eintrag gefährlicher Stoffe zu beenden, konsequent Eingang in das Regelungskonzept finden. Die Verlagerung der Entscheidungsbefugnisse auf europäischer Ebene vom Umweltministerrat auf den Wettbewerbsrat lässt befürchten, dass dieses Ziel nach den bereits erfolgten Abstrichen nunmehr verfehlt wird.

– Die gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union hat inzwischen einen umweltpolitisch durchaus akzeptablen rechtlichen Rahmen erhalten, dessen konsequenter Vollzug jedoch fortwährend unterbleibt. Durch Überfischung der meisten Zielfischarten und durch teilweise äußerst schädliche Fangmethoden gefährdet die Intensivfischerei die Ökosysteme von Nord- und Ostsee. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, auf die europaweite Einhaltung der rechtlichen Vorgaben und dabei insbesondere auf eine strikte Orientierung der Fangquoten an den wissenschaftlichen Empfehlungen des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) zu drängen.

– Der Umweltrat begrüßt die auch von der Bundesregierung befürworteten Initiativen der Europäischen Union auf dem Gebiet der Schiffssicherheit, insbesondere die Beschleunigung des Phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen. Die Europäische Union ist mit demnächst ca. 20 % der Welttonnage unter den Flaggen ihrer Mitgliedstaaten durchaus imstande, eine Vorreiterrolle in der unangemessen zögerlichen Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) einzunehmen. Die Bundesregierung sollte eine entsprechende Politik der Gemeinschaft fordern und fördern.

– Neben den ubiquitären Belastungen von Nord- und Ostsee durch Schadstoffe, Fischerei und Schifffahrt kommen – rasch zunehmend – zahlreiche örtliche Eingriffe durch marinen Bergbau, Baggergutverklappung, Pipelines, Kabeltrassen, Marikultur, Tourismus und den beabsichtigten Ausbau der Offshore-Windenergienutzung hinzu. Hier gilt es, die planungsrechtlichen Voraussetzungen und genehmigungsrechtlichen Anforderungen an solche punktuellen Eingriffe so fortzuentwickeln, dass trotz eines fortschreitenden Nutzungsdrucks der Schutz der beiden Meere gewährleistet wird. Der Umweltrat begrüßt besonders die Initiativen des Bundesumweltministeriums, Schutzgebiete nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie an die Europäische Kommission zu melden. Der Umweltrat weist insbesondere die Vertreter der Nutzungsinteressen darauf hin, dass die gegenwärtige Schutzgebietsauswahl allein unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten vorzunehmen ist. Interessenkollisionen sind erst im Rahmen der Auswahlentscheidung der Europäischen Kommission für das Netz Natura 2000 geltend zu machen.

In zahlreichen Fachgesprächen hat der Umweltrat den Eindruck gewonnen, dass es vielfache Übereinstimmungen zwischen den politischen Strategien der Bundesregierung zum Meeresumweltschutz und den hier empfohlenen Handlungskonzepten gibt. Der Umweltrat hofft daher, der Bundesregierung mit dem umfänglichen Sondergutachten bei der Weiterentwicklung und Ausgestaltung sowohl eines nationalen Meeresschutzprogramms wie auch der von der EU-Kommission intendierten „Strategie zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt" hilfreich sein zu können.

Berlin, im Januar 2004

Max Dohmann, Thomas Eikmann, Christina von Haaren, Martin Jänicke,
Hans-Joachim Koch, Peter Michaelis, Konrad Ott

Kurzfassung

1 Keine Entwarnung für Nord- und Ostsee

1.* Nord- und Ostsee sind durch die Industrieländer Nordeuropas seit langem einem erheblichen Belastungsdruck ausgesetzt, der trotz der teilweise erzielten beachtlichen Entlastungen bis heute beträchtlich geblieben ist. In aktuellen Zustandsberichten der Meeresschutzorganisationen und wissenschaftlichen Forschungseinrichtungen, namentlich

– in den „Quality Status Reports“ der OSPAR-Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks,

– in den Berichten der Helsinki-Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes,

– in den „Progress-Reports“ der Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK) zu Fortschritten des Nordseeschutzes sowie

– in den Zustandsberichten des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES)

wird eindrucksvoll dargelegt, wie die marinen Ökosysteme durch die europäische Fischerei, Nährstoff- und Schadstoffeinträge, die Schifffahrt sowie durch vielfältige lokale raumwirksame Eingriffe, insbesondere der Rohstoffindustrie, des Tourismus, des Küstenschutzes und neuerdings der Windenergienutzung, auf unterschiedliche Art und Weise gefährdet und geschädigt werden.

Zwar hat sich die Gesamtbelastungslage seit dem 1980 erschienenen Sondergutachten des Umweltrates zu den „Umweltproblemen der Nordsee“ hinsichtlich einiger gravierender Belastungsfaktoren deutlich verbessert. Die größten Entlastungen sind dabei den landseitigen Maßnahmen des Immissionsschutzes, der stark verbesserten Abwasserreinigung, den verschiedenen Stoff- und Einleitungsverboten sowie den Maßnahmen gegen Öleinleitungen aus der Schifffahrt zuzurechnen.

Trotz der teilweise deutlich verminderten Schadstoff- und Nährstoffeinträge besteht aber kein Grund zur umweltpolitischen Entwarnung. Nord- und Ostsee stehen nach wie vor unter erheblichem – teilweise durchaus auch noch zunehmendem – Nutzungsdruck. Insbesondere konnten keine durchgreifenden Verbesserungen bezüglich der Beeinträchtigungen durch die Fischereiwirtschaft und Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft erzielt werden. In anderen Wirtschaftszweigen, die direkt und indirekt auf die Ressourcen der Meere zugreifen, werden weitere Zuwächse prognostiziert (so z. B. für den Tourismus, die Marikultur und den Schiffsverkehr). Um zu einer nachhaltigen, dauerhaft umweltverträglichen Bewirtschaftung von Nord- und Ostsee zu kommen, bedarf es deshalb weiterhin großer Anstrengungen und teilweise auch grundlegender struktureller Maßnahmen vor allem gegenüber der intensiven Fischerei- und Agrarwirtschaft. Nachfolgende Darstellung fasst den aus der Sicht des Umweltrates bestehenden Handlungsbedarf und die zentralen politischen Empfehlungen des Gutachtens zusammen.

2 Wege zu einer nachhaltigen Fischerei

Belastungs- und Gefährdungssituation

2.* Durch Überfischung vieler kommerzieller Zielbestände greift die intensive Fischereiwirtschaft mit ihren erheblichen Überkapazitäten immer tiefer in die Ökosysteme der Meere ein. Dies hat inzwischen bei vielen der intensiv befischten Arten zu (auch weltweit) bedrohlichen Bestandsrückgängen geführt. Wirtschaftlich bedeutende Fischbestände von Nord- und Ostsee bewegen sich außerhalb „biologisch sicherer Grenzen“; das bedeutet, dass die bestandserhaltende Reproduktion dieser Populationen nicht mehr sichergestellt ist. Nach wie vor werden viele Zielfischbestände nicht nachhaltig bewirtschaftet. Populäres Beispiel der stark dezimierten Bestände ist der Kabeljau, dessen Nordseebestand schon seit einigen Jahren weit unterhalb der sicheren biologischen Erhaltungsgrenze befischt wird. Eine Erholung des Bestandes erfordert daher heute bereits die längerfristige vollständige Schließung der Kabeljau-Fischerei. Einige empfindliche Arten – wie insbesondere in der Nordsee ansässige Haifischarten und der Europäische Aal – sind nicht nur im natürlichen Bestand erheblich dezimiert worden; darüber hinaus sind ihre Lebensräume derart in Mitleidenschaft gezogen, dass ihr Vorkommen in der Nordsee (beim Aal auch in der Ostsee) gefährdet ist.

3.* Die intensive Fischerei gefährdet aber nicht nur die Zielarten. Betroffen sind vielmehr auch etliche weitere kommerziell nicht verwertbare Organismen, die als Beifänge mit in die Netze geraten. Die nicht nutzbaren mitgefangenen Tiere verenden in der Regel und werden als so genannte Rückwürfe (engl.: Discard) wieder über Bord geworfen. Durch den Einsatz von Bodennetzen wird zusätzlich die benthische Lebensgemeinschaft geschädigt. In den von solchen Fangmethoden betroffenen Gebieten ist ein deutlicher Rückgang der sensiblen benthischen Arten bei gleichzeitiger Zunahme von Opportunisten zu beobachten.

Handlungsbedarf und empfohlene Maßnahmen

4.* Eine nachhaltige, dauerhaft umweltverträgliche Fischereiwirtschaft kann nur erreicht werden, wenn die erforderlichen Maßnahmen getroffen werden, um

– die kommerziellen Zielfischbestände deutlich oberhalb der biologischen sicheren Grenzen zu bewirtschaften beziehungsweise dieses Niveau zunächst wiederherzustellen,

– Beifänge und Rückwürfe deutlich zu vermindern und

– sensible benthische Lebensgemeinschaften besser vor schädlichen Fangtechniken zu schützen.

5.* Für die Umsetzung dieser Zielvorgaben trägt die EG aufgrund ihrer umfassenden Kompetenzen auf dem Gebiet der Fischereiwirtschaft und der starken Prägung dieses Sektors durch die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) eine zentrale Verantwortung. Die Gemeinschaft hat es indessen – trotz besserer Einsichten der EU-Kommission – bis heute nicht annähernd vermocht, die europäische Fischereiwirtschaft tatsächlich den grundlegenden Nachhaltigkeitsbedingungen anzupassen. Daher begrüßt es der Umweltrat, dass sich die Bundesregierung im EU-Fischereiministerrat für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen eingesetzt hat. Er empfiehlt der Bundesregierung, sich auch weiterhin nachdrücklich dafür zu engagieren, dass die Gemeinschaft in Zukunft die dargelegten Grundbedingungen nachhaltiger Fischereiwirtschaft erfüllt. Eine Umsteuerung muss sich von folgenden Maximen leiten lassen:

– *Strenger Ressourcenansatz*: Die Erhaltung der Bestände muss endlich eindeutigen Vorrang vor kurzfristigen wirtschaftlichen Erwägungen erhalten. Für alle Ziele, die die Grundverordnung für die GFP anführt, ist die Erhaltung beziehungsweise Wiederherstellung biologisch sicherer Bestandsgrößen eine zwingend notwendige Bedingung. Das gilt auch für die sozialpolitische Zielsetzung, den im Fischereisektor beschäftigten Menschen einen akzeptablen Lebensstandard zu sichern. Jede Überschreitung langfristig erzielbarer Erträge führt zwangsläufig zu überproportionalen Ertragsverlusten und damit auch zu Verlusten im Lebensstandard in der Folgezeit. Für die kurzfristigen wirtschaftlichen Erwägungen, die dem völlig überdimensionierten Sektor von Monat zu Monat noch eben gerade über die Runden helfen sollen, gibt es keinen vernünftigen Grund und in der GFP auch keinerlei rechtliche Grundlage.

– *Effektive Fangquoten entsprechend den wissenschaftlichen Empfehlungen des ICES*: Statt jährlich neu auszuhandelnder höchstzulässiger Fangmengen (Total Allowable Catches – TAC) sollten mehrjährige Fangmengenbeschränkungen im Rahmen der Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllungspläne für alle relevanten Bestände zwingendes Erfordernis werden. Die besten verfügbaren wissenschaftlichen Prognosen des ICES zur Belastbarkeit der Bestände müssen dafür das alleinige Kriterium sein. Der Vorschlag der EU-Kommission für eine „Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung der Kabeljaubestände“ vom Juni 2003 könnte insoweit insbesondere durch die darin vorgesehene strenge Ausrichtung der Fangmengenbeschränkungen auf feste Mindestbestandszahlen sowie durch die vorgeschlagenen, TAC-kohärenten Fischereiaufwandsbeschränkungen erhebliche Fortschritte bringen, wenn der EU-Fischereiministerrat ein solches Bewirtschaftungssystem beschließen und anschließend auch wirklich vollziehen würde.

– *Schutz der mittelbar betroffenen Meeresumwelt*: Die GFP muss außerdem über die Erhaltung der Zielarten hinausgehend den Erfordernissen von Artikel 6 EG und Artikel 174 EG uneingeschränkt Rechnung tragen, indem sie auch die mittelbar betroffene Meeresumwelt als Schutzgut anerkennt. Die auf den Schutz der marinen Ökosysteme insgesamt erweiterte Zielsetzung der neuen Grundverordnung gilt es zügig in die Praxis umzusetzen. Der Verhaltenskodex der Welternährungsorganisation (FAO) für verantwortungsvolle Fischerei sollte bei der konkreten Anwendung des Vorsorgeprinzips eine entscheidende Rolle spielen.

– *Beschränkung der beifangintensiven Industriefischerei*: Für den Weg zu einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft hat der Umweltrat schon im Umweltgutachten 2002 empfohlen, Beschränkungen vor allem bei der Industriefischerei vorzunehmen, da der Nutzen dieser Fischereien teilweise fraglich erscheint. Daran ist festzuhalten, soweit die Industriefischerei aufgrund ihrer engmaschigen Netze mit besonders schädlichen Beifängen einhergeht. Fachleute sehen insoweit vor allem die Stintdorschfischerei wegen des hohen Beifangs von Kabeljau als besonders problematisch an. Zur Beschränkung dieser Fischereien sollten spezifische Fangverbote und Schutzgebiete im Rahmen der integrierten Bewirtschaftungspläne festgesetzt werden.

– *Ausübungsregeln zur Verminderung von Beifängen und Rückwürfen*: Die Beifänge sollten weiter vermindert werden, indem – soweit dies sachgerecht ist – größere Maschenöffnungen sowie Scheuchvorrichtungen und Fluchtfenster vorgeschrieben und Leitlinien entwickelt werden, durch die die Fischer zur Meidung von beifangintensiven Gebieten angehalten werden. Das Schutzgebietsnetz sollte insbesondere auch unter dem Aspekt der Beifänge festgelegt werden. Ein generelles, mit wirksamen Sanktionen bewehrtes Rückwurfverbot sollte eingeführt werden.

– *Umfassende, integrierte und langfristige Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllungspläne*: Die Instrumente zur langfristigen, planerischen Ausrichtung der Fischerei sind grundsätzlich zu begrüßen; sie müssen nun dringend auch genutzt werden. Die langfristige Bewirtschaftungsplanung darf sich zudem nicht nur in einer TAC-Festlegung für einzelne Arten erschöpfen. Vielmehr müssen die Quoten in Art, Höhe und räumlicher Geltung mit den Schutzgebietskonzepten und den Anordnungen zu Fangmethoden in den Bewirtschaftungsplänen sachgerecht koordiniert werden. In den Plänen sollte zudem auch eine Verknüpfung mit den übrigen an die Meere gestellten Nutzungsansprüchen erfolgen, sie sollten also möglichst in eine noch zu schaffende marine Raumplanung integriert werden.

– *Schutzgebietsnetz*: Für Nord- und Ostsee sollte eine gesamtheitliche Schutzgebietskonzeption erarbeitet werden, um spezifische dauerhafte oder zeitweilige Beschränkungen der Fischerei unter Berücksichtigung der jeweiligen regionalen Bedeutung für den Bestandserhalt, die sonstige Meeresumwelt sowie anderweitige Nutzungsansprüche adäquat festzulegen.

– *Überwachung und Vollzug*: Die schärferen Regelungen der neuen Grundverordnung werden zu einer Reduktion der Verstöße nur dann beitragen, wenn sie in der Praxis auch effektiv umgesetzt werden. Da die Kontrollen der Mitgliedstaaten häufig äußerst lückenhaft sind und die zuständigen Behörden der Mitgliedstaaten gerade in besonders von der Fischereiwirtschaft geprägten Regionen eher zur „Nachsicht“ tendieren, sollte die Überwachung sehr viel mehr als bisher von zentralen, möglichst europäischen Einrichtungen der EU-Kommission übernommen oder zumindest überprüft werden. In ihren diesbezüglichen Regelungen geht die neue Grundverordnung in die richtige Richtung, allerdings bleibt auch das dort konzipierte gemeinsame Überwachungssystem schwach, wenn es nicht mit dem erforderlichen Personal und entsprechenden Mitteln ausgestattet wird. Nicht nur in diesem Punkt ist die Initiative der EU-Kommission für eine neue gemeinsame Fischereiaufsichtsbehörde zur zentralen, eigenverantwortlichen Organisation der Überwachung unter Rückgriff auf die Einsatzmittel der Mitgliedstaaten zu begrüßen. Besonders wichtig erscheint auch eine Verschärfung der Sanktionen durch ein dahin gehend harmonisiertes Strafrecht der Mitgliedstaaten.

– *Forschung und Entwicklung*: In die Erforschung der Auswirkungen der Fischerei und in die Entwicklung umweltverträglicher Techniken und Methoden sollten wesentlich mehr Mittel investiert werden. Vor allem aber sollten die Fischereien als Verursacher umfassend zur Unterstützung der Forschungs- und Entwicklungsvorhaben gezwungen werden. Dies gilt zum einen für die Finanzierung und zum anderen – ganz besonders – hinsichtlich der erforderlichen Mitwirkung bei praktischen Untersuchungen vor Ort, etwa der Dokumentation und systematischen Erfassung der Beifänge. Schon aus dem international anzuwendenden Vorsorgeprinzip ergibt sich insoweit eine Bringschuld des Fischereisektors.

– *Beendigung der Subventionen*: Der Bau neuer Schiffe darf nicht mehr durch die Gemeinschaft oder die Mitgliedstaaten gefördert werden. Auch Subventionen, die nur mittelbar zum Erhalt der Überkapazitäten beitragen, sollten eingestellt werden. Die Mittel sollten ausschließlich für die zur Schrumpfung des Sektors erforderlichen sozioökonomischen Maßnahmen, gegebenenfalls aber auch zur Stützung solcher Fischereien beziehungsweise Erzeugergemeinschaften verwendet werden, die bereits den Erfordernissen der nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung Rechnung tragen.

– *Regelungskompetenzen der EU-Kommission:* Grundsätzlich positiv ist zu vermerken, dass sowohl der EU-Kommission als auch den Mitgliedstaaten (innerhalb ihrer 12-Seemeilen-Zone) die Befugnis eingeräumt wird, Sofortmaßnahmen zu erlassen, wenn die Erhaltung eines Bestandes oder des marinen Ökosystems aufgrund von Fischereitätigkeiten ernsthaft gefährdet ist und unverzüglich gehandelt werden muss. Die vorgesehene Laufzeit von sechs beziehungsweise drei Monaten für Maßnahmen der EU-Kommission oder der Mitgliedstaaten dürfte jedoch regelmäßig zu kurz sein, um eine ernsthafte Gefährdung eines Bestandes tatsächlich nachhaltig abwenden zu können. Der EU-Kommission sollten daher wesentlich mehr Vollzugskompetenzen eingeräumt werden.

6.* Für den nationalen Kompetenzbereich empfiehlt der Umweltrat,

– für die 12-Seemeilen-Zone anspruchsvolle Bewirtschaftungsregeln und insbesondere differenzierte Schutzgebiete festzulegen, die die Baumkurrenfischerei in sensiblen Gebieten ausschließen und darüber hinaus Laich- sowie Aufzuchtgebiete so weit wie möglich von beeinträchtigender Fischerei freihalten. Er verkennt dabei nicht, dass die dafür in weitem Umfang zuständigen Bundesländer, insbesondere im Wattenmeer, bereits vielfältige begrüßenswerte Maßnahmen getroffen haben;

– für die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) angemessene Schutzgebiete nach FFH- und Vogelschutz-Richtlinie an die EU-Kommission zu melden beziehungsweise auszuweisen, auch im Hinblick auf die Bedeutung der Gebiete für die Reproduktion der Fischbestände;

– in eine für das Küstenmeer und die AWZ zu entwickelnde Raumplanung eine langfristige Schutz- und Schongebietsplanung einzubeziehen, um zu einer differenzierten, gebietsadäquaten und mit den vielfältigen sonstigen Nutzungsansprüchen abgestimmten räumlichen Ordnung der Fischerei zu kommen;

– Aktionsprogramme und Leitfäden für eine umweltverträgliche, gute regionale Praxis der Fischerei unter Einbeziehung der Fischer zu entwickeln;

– durch massive Verschärfung der Kontrollen dafür zu sorgen, dass in den der deutschen Aufsicht unterliegenden Gewässern die Vorschriften zur verträglichen Ausübung der Fischerei eingehalten werden.

7.* Zur Effektivierung der Fangmengen- beziehungsweise Bestandsbewirtschaftung sollte schließlich erwogen werden, die Fangquoten flexibler im Sinne individueller Verfügungsrechte der Fischer am Fischbestand auszugestalten. Durch die Stärkung individueller Verfügungsrechte am Fischbestand im Rahmen flexibler Quotenmanagementsysteme können die EG-Mitgliedstaaten innerhalb der Gemeinsamen Fischereipolitik einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der Fischbestände, zum Abbau von Überkapazitäten und zur Steigerung der Rentabilität der Fischereiwirtschaft leisten. Eine europaweite Harmonisierung der Implementierung von Quotenmanagementsystemen und flexible Transfers der individuellen Fangrechte innerhalb der EU dürften die Wirksamkeit des nationalen Fischereimanagements deutlich erhöhen. Vorzugswürdig gegenüber einem System handelbarer Fangquoten wäre dabei aus Sicht des Umweltrates – insbesondere für den küstennahen Raum – ein gruppenbasiertes Management auf der Basis räumlicher Verfügungsrechte.

3 Der Schutz von Nord- und Ostsee vor gefährlichen Stoffen und Radionukliden

Belastungs- und Gefährdungssituation

8.* Die Meere sind Schadstoffsenken; nahezu alle anthropogenen Schadstoffe finden sich letztlich auch in der Meeresumwelt wieder. Besondere Probleme erzeugen diese Stoffe dann, wenn sie entweder aufgrund hoher Einträge oder aufgrund ihrer Persistenz und Akkumulation zum Umweltrisiko werden oder gar unmittelbar toxisch wirken. Solche Risiken gehen heute insbesondere von den Schwermetallen, einigen persistenten organischen Verbindungen sowie von Öleinträgen aus. Zunehmende Besorgnis begründen des Weiteren endokrine und so genannte neue (polare) Schadstoffe.

Die Zeit der massiven Schwermetalleinträge ist zwar vorüber. Die meisten Nord- und Ostseeanrainerstaaten haben die Einträge vieler Substanzen seit Mitte der 1980er-Jahre ganz erheblich reduzieren können und entsprechend sind auch die Konzentrationen im Wasser nachweisbar zurückgegangen. Da die Schwermetalle nicht abbaubar sind und dem biogeochemischen Zyklus nicht entzogen werden, finden sich jedoch in den Sedimenten und der Biota mitunter noch hohe Konzentrationen, insbesondere in den Belastungsschwerpunkten der Deutschen Bucht und anderen Mündungsbereichen der großen Flüsse. Vor allem Cadmium, Quecksilber und Blei finden sich örtlich noch immer in Konzentrationen, bei denen mit negativen Effekten auf Biota zu rechnen ist.

Die von den *organischen Schadstoffen* ausgehenden Risiken sind erst für wenige Stoffe oder Stoffgruppen erforscht, die Bewertung der Belastungslage gestaltet sich daher schwierig. Immerhin sind aber inzwischen einige dieser Stoffe – wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Lindan, Dioxine, Nonylphenol und Tributylzinn – als besonders problematisch identifiziert, sodass ihre Zulassung und Verwendung reguliert und ihre Einträge dadurch deutlich gemindert werden konnten. Dennoch liegen die Konzentrationen dieser Schadstoffe in der Meeresumwelt mancherorts noch immer im Bereich toxikologischer Wirkgrenzen oder gar darüber. Besonders belastet sind die Flusseintragsgebiete und die Küstenzonen in der Nähe von Industrieansiedlungen, in denen für viele Schadstoffe Überschreitungen der Hintergrundwerte oder sogar der ökotoxikologischen Bewertungskriterien in Sedimenten und in Biota gemessen werden. So sind beispielsweise fischfressende Seevögel und marine Säuger der Ostsee immer noch in hohem Maße mit PCB, Dioxinen und DDT belastet. Dass hohe Konzentrationen zum Teil auch noch für solche Stoffe gemessen werden, deren Verwendung bereits seit Jahren eingeschränkt oder sogar verboten ist (PCB, DDT, Lindan), verdeutlicht das besondere Risikopotenzial der persistenten Substanzen und rechtfertigt die Anwendung eines strengen Vorsorgemaßstabes.

Öle und deren Bestandteile können die Meeresumwelt und ihre Organismen in vielfältiger Weise schädigen. Neben äußeren Verölungen sind dabei verschiedenste toxische Wirkungen von mineralölbürtigen Stoffen und deren Oxidationsprodukten von Bedeutung. Hauptquellen sind die Flüsse, Küstenabwässer, Bohrplattformen sowie Einleitungen aus der Schifffahrt zusammen mit den Seeunfällen.

Handlungsbedarf und empfohlene Maßnahmen

9.* Der Schutz von Nord- und Ostsee vor dem Eintrag gefährlicher Stoffe erfordert eine grundlegend erweiterte, die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes einbeziehende Ausrichtung der Umwelt- und insbesondere der Chemikalienpolitik. Anlagenbezogene Emissionsbegrenzungen genügen alleine nicht. Einerseits werden diffuse Einträge nicht erfasst, andererseits decken technische Reinigungsmaßnahmen nicht das gesamte Stoffspektrum ab. Konsequente Stoffverbote und Stoffverwendungsbeschränkungen für solche Stoffe, die nicht hinreichend an der Quelle zurückgehalten werden können, bilden daher neben strengen Emissionsgrenzwerten wesentliche Instrumente eines wirksamen Meeresumweltschutzes. Vor diesem Hintergrund gelangt der Umweltrat zu folgenden Empfehlungen:

- Das so genannte Generationenziel der Internationalen Nordseeschutzkonferenz – kontinuierliche Reduktion der Einträge gefährlicher Stoffe bis zur vollständigen Unterbindung im Jahr 2020 mit dem Ziel, die Konzentrationen dieser Substanzen in der Meeresumwelt auf ein Niveau „nahe Null“ beziehungsweise nahe der natürlichen Hintergrundkonzentrationen zu senken – sollte in allen einschlägigen EG-Regelungen sowie in der Folge in der nationalen Gesetzgebung verankert werden. Ziel sollte es also sein, bis spätestens 2020 die Beendigung von Einträgen, Emissionen und Verlusten gefährlicher Stoffe in die Meeresumwelt zu erreichen. Eine Weiterentwicklung und Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie sämtlicher gefahrstoffrelevanter Gemeinschaftspolitiken im Hinblick auf die Verwirklichung sowohl der inhaltlichen als auch der zeitlichen Zielsetzungen der Generationenverpflichtung erscheinen geboten. Dafür sollte sich die Bundesregierung im Rahmen der Erarbeitung einer europäischen Meeresschutzstrategie, bei den Verhandlungen über die neue EG-Chemikalienpolitik (REACH – Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals) und bei der gegenwärtigen Überprüfung der Pflanzenschutzmittelrichtlinie einsetzen.
- Der Umweltrat begrüßt die Aufnahme eines Kapitels zur Risikobewertung von Stoffeinträgen in die Meere in das überarbeitete Technical Guidance Document (TGD) von 2003, hält es aber darüber hinaus für erforderlich, auf eine Harmonisierung der PBT-Kriterien des TGD mit den OSPAR- und HELCOM-Kriterien für PBT-Stoffeigenschaften hinzuwirken. Die gegenwärtigen Bewertungsverfahren auf Gemeinschaftsebene berücksichtigen die Belange des Meeresumweltschutzes nicht ausreichend. In diesem Zusammenhang gilt es außerdem, die sowohl im Rahmen des OSPAR- als auch des Helsinki-Übereinkommens zutreffend vorgesehene Überwachung von Schadstoffen im Hin-

blick auf biologische Effekte tatsächlich gemeinschaftsweit durchzusetzen.

– Auch die Festlegung so genannter prioritärer Stoffe und die folgende Auswahl prioritärer gefährlicher Stoffe nach der Wasserrahmenrichtlinie müssen auf die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes abstellen. Als prioritäre gefährliche Stoffe sind zumindest diejenigen Schadstoffe zu qualifizieren, die in den Listen der OSPAR- und der Helsinki-Kommission über prioritär zu behandelnde Stoffe genannt sind. Die gegenwärtige EG-Liste ist, insbesondere mit Blick auf den Meeresumweltschutz, defizitär. Das ist umso weniger verständlich, als die Wasserrahmenrichtlinie explizit unter anderem auf das OSPAR- und das Helsinki-Übereinkommen Bezug nimmt.

– Von essentieller Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass sich die Mitgliedstaaten auf Gemeinschaftsebene zügig auf Grenzwerte jedenfalls für diejenigen als prioritär eingestuften Stoffe verständigen, die noch keinen hinreichenden Beschränkungen unterliegen, und dass darüber hinaus auf nationaler Ebene Emissionsgrenzwerte für weitere im Anhang der Wasserrahmenrichtlinie genannte Schadstoffe festgelegt werden. Die Bundesregierung sollte sich konsequent dafür einsetzen, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nicht ein ähnliches Schicksal erfährt wie die der Gewässerschutzrichtlinie (76/464/EWG). Hier sind beispielsweise Hexachlorbenzole die einzigen persistenten organischen Schadstoffe, für die die EG bis heute Emissionsgrenzwerte bestimmt hat.

– Für die Erteilung von Emissionsgenehmigungen nach der Wasserrahmenrichtlinie sollte nach Auffassung des Umweltrates auch auf die Relevanz der Emissionen für die Meeresumwelt abgestellt werden, wobei die besondere Senkenfunktion des Meeres und dementsprechende besondere Konzentrationstendenzen wesentlich zu berücksichtigen sind. Abzustellen ist dabei auch auf den über eine Seemeile bzw. zwölf Seemeilen hinausgehenden Wirkbereich der Wasserrahmenrichtlinie.

– Die in dem Stockholmer Übereinkommen sowie in dem Protokoll zum UN/ECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe verabschiedeten Vorgaben über Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung bestimmter persistenter organischer Schadstoffe sollten umgehend entsprechend dem Vorschlag der EU-Kommission auch in verbindliches Gemeinschaftsrecht übernommen und national umgesetzt werden.

– Darüber hinaus sollten alle Substanzen, die in den beiden internationalen POP-Übereinkünften nicht genannt werden, aber PBT- und vPvB-Eigenschaften haben, ebenso wie hormonell wirksame Stoffe künftig dem REACH-Zulassungsverfahren und gegebenenfalls dem Pflanzenschutzmittel- und Biozid-Zulassungsverfahren unterliegen. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, sich im Laufe der weiteren Verhandlungen über das REACH-Verfahren sowie bei der Überprüfung des Pflanzenschutzmittelrechts entsprechend zu positionieren und darauf zu drängen, dass die von der EU-Kommission in ihrem Verordnungsentwurf vorgeschlagene Einbeziehung von PBT- und vPvB-Stoffen in das REACH-Zulassungsverfahren weiterverfolgt wird.

– Der Umweltrat ist im Übrigen der Auffassung, dass eine Zulassung für Pflanzenschutzmittel, Biozide und Chemikalien mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen oder sehr persistenten und sehr bioakkumulierenden Eigenschaften nur in Ausnahmefällen erteilt werden sollte, wenn an der Verwendung ein überwiegendes öffentliches Interesse besteht und Alternativen nachweisbar nicht zur Verfügung stehen. Dies gilt unabhängig davon, ob Stoffe für den innergemeinschaftlichen Handel oder für den außergemeinschaftlichen Transport hergestellt werden.

– Die Substitution gefährlicher Stoffe sollte in der EG-Chemikalienpolitik verankert und konsequent durchgesetzt werden. Daher ist die Verfügbarkeit von weniger gefährlichen Alternativstoffen als ein eigenständiger Versagungsgrund für eine Stoffzulassung unter dem REACH-System und im Pflanzenschutzmittelrecht zu etablieren.

– Verstärkte Aufmerksamkeit sollte dem Eintrag von so genannten neuen (polaren) Schadstoffen und von Pharmazeutika in die Meere beigemessen werden. Dies gilt in besonderer Weise auch für den möglichen Eintrag von PCB und DDT aus kontaminierten Böden als Folge von Sanierungsmaßnahmen.

– Die einzelstaatlichen Handlungsspielräume im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EG sollten zur Förderung von extensiven Anbaumethoden mit geringerem Planzenschutzmitteleinsatz genutzt werden.

– Zum Erreichen des Generationenziels im Bereich der Schwermetallkonzentrationen sind weitere Anstrengungen erforderlich. Für Cadmium und Quecksilber bestehen realisierbare Minderungspotenziale. Der Ausstieg aus der Verwendung cadmiumhaltiger Akkumulatoren sollte rechtlich verankert, die umweltgerechte Entsorgung alter Nickel-Cadmium-Batterien tatsächlich durchgesetzt werden. Im Hinblick auf Quecksilberbelastungen plädiert der Umweltrat für einen Ausstieg aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse. Stattdessen können quecksilberfreie Membranverfahren eingesetzt werden.

– Radioaktive Einleitungen in die Meeresumwelt sollten gänzlich beendet werden. Da die Verklappung radioaktiver Abfälle im Meer nicht mehr erlaubt ist, ist es nach Auffassung des Umweltrates nur konsequent, auch die Einleitungen radioaktiver Abwässer aus so genannten Wiederaufbereitungsanlagen zu verbieten. Die „kontrollierte“ Einbringung ist keineswegs mit geringeren Auswirkungen auf die Meeresumwelt verbunden.

4 Verminderung der Nährstoffeinträge in Nord- und Ostsee

Belastungs- und Gefährdungssituation

10.* Die durch hohe Nährstoffeinträge, insbesondere von Phosphat und Stickstoff, verursachte Eutrophierung zählt nach wie vor zu den gravierendsten Bedrohungen der Meeresökosysteme. Durch den Nährstoffüberschuss kommt es zu einer unnatürlichen Vermehrung der im Wasser treibenden Algen, des so genannten Phytoplanktons und eventuell zu Massenentwicklungen von Makroalgen im Küstenbereich. Die augenfälligsten Effekte des vermehrten Algenwachstums sind eine Eintrübung des Wassers sowie verstärkte, teilweise auch giftige Algenblüten. Weitere negative ökologische Folgen ergeben sich daraus, dass die kurzlebigen Algen nach dem Absterben auf den Meeresgrund sinken und dort in sauerstoffzehrenden Prozessen zersetzt werden. Dadurch entstehender Sauerstoffmangel und hohe Schwefelwasserstoffkonzentrationen führen zu einem großflächigen Absterben von bodennahen Tieren, Pflanzen und anderen Organismen und schließlich zu weit reichenden Veränderungen in den betroffenen aquatischen Lebensgemeinschaften. In der Nordsee sind diese Effekte vor allem in den flacheren küstennahen Bereichen zu beobachten, insbesondere im Wattenmeer. Das Ostseegebiet ist in seiner Gesamtheit von den Eutrophierungsfolgen betroffen.

Trotz beträchtlicher Vermeidungserfolge bei den Phosphoreinträgen ist die Eutrophierung vor allem wegen der weiterhin hohen Stickstoffeinträge ein großes Problem geblieben. Die Ende der 1980er-Jahre im Rahmen des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens und der Internationalen Nordseeschutzkonferenz gleichermaßen vereinbarten Reduktionen der Phosphor- und Stickstoffeinträge um jeweils 50 % bis zum Jahr 1995 konnten nur hinsichtlich der Phosphoreinträge weitestgehend erfüllt werden und zwar hauptsächlich durch die sehr kostenaufwändige Modernisierung industrieller und kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen und den Verzicht auf Phosphate in Waschmitteln. Demgegenüber ist das Reduktionsziel für Stickstoff bis heute weit verfehlt worden. Wesentlich ursächlich dafür sind die hohen Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Düngung. Letztere bilden daher eine zentrale Herausforderung der Meeresumweltschutzpolitik. Rasche Maßnahmen zur Verminderung der Einträge sind vor allem auch deshalb so wichtig, weil damit zu rechnen ist, dass die Konzentrationen in den Meeresgewässern erst mit großer Zeitverzögerung auf Reduktionen im Bereich der Nährstoffquellen reagieren. Denn ein Großteil der heutigen Einträge stammt gar nicht unmittelbar aus anthropogenen Quellen, sondern aus den „Depots“, die sich inzwischen im Boden und im Grundwasser gebildet haben. Im Übrigen darf auch die atmosphärische Deposition von Stickstoff nicht vernachlässigt werden, die in der Ostsee etwa ein Drittel und in der Nordsee über ein Fünftel der gesamten Stickstoffeinträge ausmacht. Wesentliche Quellen hierfür sind wiederum die Landwirtschaft, der Verkehr und Kraftwerke sowie Industrieanlagen.

Handlungsbedarf und empfohlene Maßnahmen

11.* Der Umweltrat begrüßt die anspruchsvollen Zielsetzungen der regionalen Meeresschutzorganisationen, insbesondere das Ziel zur Verminderung der Nährstoffeinträge und vor allem das Idealziel der OSPAR-Kommission und der 5. INK, bis 2010 zu einer Meeresumwelt ohne anthropogene Eutrophierung zu gelangen. Zugleich muss der Umweltrat jedoch feststellen, dass die auf dem Weg zu diesem Idealzustand unerlässlichen Einschnitte bei der landwirtschaftlichen Düngung schlechthin nicht erfolgen. Wenn die Landwirtschaft den ökologischen Bedingungen der Nachhaltigkeit, insbesondere auch unter dem Gesichtspunkt des (Meeres-)Gewässerschutzes, angepasst werden soll, bleibt eine weitere, über den im Juni 2003 erzielten Agrar-Kompromiss hinausgehende Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), vor allem im Hinblick auf folgende Punkte, unverzichtbar:

- Die auf Produktionssteigerung ausgerichteten Ziele des Artikel 33 Abs. 1 EG sollten durch eine umweltorientierte Formulierung ersetzt werden;
- die Meeresumweltschutzziele sind tatsächlich in die Gestaltung der Landwirtschaftspolitik zu integrieren (vgl. Artikel 6 EG);
- die Zahlung von Agrarbeihilfen ist konsequent, also ohne weit reichende Ausnahmen von der Produktionsmenge zu entkoppeln;
- die Modulation, das heißt die Umschichtung von Finanzmitteln von der 1. in die 2. Säule der GAP sollte in einem erheblich größeren Umfang als vorgesehen vollzogen werden.

Für eine dahin gehende weitere Reform der GAP sollte sich die Bundesregierung nachdrücklich einsetzen. Ungeachtet dessen sollte sie die im Rahmen der GAP bestehenden nationalen Handlungsspielräume voll ausschöpfen und Agrarfördermittel so weit als möglich für Umweltschutzmaßnahmen zur Verfügung stellen sowie insbesondere die nationalen Agrarumweltprogramme nach der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 konsequent an Umwelt- und Naturschutzzielen ausrichten.

12.* Bedeutende Verminderungen der Nährstoffbelastungen wären auch zu erreichen, wenn die Nitratrichtlinie gemeinschaftsweit in der Praxis endlich auch – wie eigentlich geboten – auf Küsten- und Meeresgewässer angewendet würde. Eutrophierte oder eutrophierungsgefährdete Küsten- und Meeresbereiche sind nach dem geltenden Recht als gefährdete Gebiete auszuweisen und zu behandeln. In den zur Sanierung beziehungsweise Erhaltung dieser Gebiete aufzulegenden Aktionsprogrammen sind geeignete Maßnahmen festzulegen. Dabei sollte beispielsweise eine Stickstoffmenge deutlich unterhalb von 170 (Ackerland) beziehungsweise 210 (Grünland) kg N pro Hektar und Jahr festgesetzt werden, wenn dies die jeweiligen Standortbedingungen und die Verhältnisse in Nord- und Ostsee erfordern.

13.* Die besonderen Schutzerfordernisse der beiden Meere sollten maßgeblich in die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie aufzustellenden Maßnahmenpro-

gramme Eingang finden. Die zuständigen Behörden können und müssen dementsprechend Festlegungen erforderlichenfalls auch in Bezug auf landwirtschaftliche Aktivitäten in einer Flussgebietseinheit treffen.

14.* In Anbetracht der zum Teil schwierigen Überwachung im Bereich der Landwirtschaft plädiert der Umweltrat dafür, sich in den nächsten Aktionsprogrammen sowie später in den Maßnahmenprogrammen eher auf wenige, dafür aber kontrollierbare und gleichzeitig für den Gewässerschutz effektive Bestimmungen zu konzentrieren. Solche „vollzugsfreundlichen“ und wirksamen Instrumente sieht der Umweltrat vor allem

– in einer flächenabhängigen Tierbesatzbegrenzung,

– in einer ganzjährigen Pflanzendecke mit Zwischenfruchtanbau und Winterbegrünung,

– in einem konsequenten Nachweis der für die Ausbringung von Wirtschaftsdung zur Verfügung stehenden Fläche,

– zumindest bei viehstarken Betrieben in der konsequenten Durchsetzung von Vorhalteeinrichtungen zur Lagerung des Wirtschaftsdungs während der Winterzeit auf der Grundlage nachträglicher Anordnungen gemäß §§ 17 Abs. 1, 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG zwecks geordneter Abfallbeseitigung sowie

– in einem weit reichenden Verbot des Grünlandumbruchs.

15.* Nur bei ausreichender Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen kann erreicht werden, dass die Landwirte kooperativer an diesen Maßnahmen mitwirken. Beratung, Schulung und Kooperation sind in diesem Zusammenhang von wesentlicher Bedeutung. Notwendig sind zudem gemeinschaftsweit harmonisierte Bilanzierungsmodelle zur Nährstoffsaldierung, um Klarheit darüber zu gewinnen, wie sich die einzelbetriebliche Situation überhaupt darstellt.

16.* Auch Abwässer kleinerer Gemeinden sind regelmäßig stark mit Phosphaten und Stickstoff vorbelastet. Eine weitergehende Abwasserbehandlung mit Nährstoffreduzierung nach der Kommunalabwasserrichtlinie sollte von daher aus Vorsorgegründen flächendeckender Standard werden. Die Möglichkeit, so genannte weniger empfindliche Gebiete auszuweisen, sollte abgeschafft werden. Für eine entsprechende Änderung der Kommunalabwasserrichtlinie sollte sich die Bundesregierung einsetzen. Auf nationaler Ebene misst der Umweltrat der bundesweiten Einhaltung des jetzt in der Abwasserverordnung für große Kläranlagen verankerten Konzentrationswertes für Stickstoff von 13 mg/l maßgebliche Bedeutung zu.

17.* In hohem Maße regelungsbedürftig sind die Emissionen aus der Seeschifffahrt. Die Standards auf See dürfen nicht länger eklatant hinter denjenigen an Land zurückbleiben. Während nach der NEC-Richtlinie beabsichtigt ist, die landseitigen NO_x-Emissionen gemeinschaftsweit bis 2010 auf jährlich 6,5 Mio. Mg im Vergleich zu 13,4 Mio. Mg in 1990 zu reduzieren, wird für die schifffahrtsbedingten Einträge bis 2010 von einem Anstieg auf 4,01 Mio. Mg beziehungsweise 4,6 Mio. Mg bei einem 1,5%igen beziehungsweise bei einem 3%igen Wachstum gegenüber 1990 mit 2,8 Mio. Mg ausgegangen.

5 Schutz vor Belastungen und Risiken durch die Seeschifffahrt

Belastungs- und Gefährdungslage

18.* Der kommerzielle Seeschiffsverkehr hat gerade auf den bedeutsamen Schifffahrtsstraßen von Nord- und Ostsee deutlich zugenommen. Die Seeschifffahrt bringt mehrere erhebliche Umweltbelastungen und -risiken mit sich:

– Illegale Ableitungen von Schwerölrückständen sowie von Tankwaschwasser sind die Hauptquelle konzentrierter Ölkontaminationen auf der Wasseroberfläche von Nord- und Ostsee. Seitdem die Beseitigung ölhaltiger Rückstände aus der Brennstoffaufbereitung stark beschränkt worden ist, zeichnet sich zwar ein Rückgang dieser Einleitungen ab. Allerdings lässt sich an den gemessenen Belastungen entlang der Hauptschifffahrtsrouten erkennen, dass nach wie vor erhebliche Ölmengen illegal in die See beseitigt werden.

– Die gravierenden Folgen von Öltankerunfällen sind durch die Havarie der „Prestige“ wiederum augenfällig geworden. Die immer wieder auftretenden Unfälle führen zu schwerwiegenden lokalen Verschmutzungen der Meeresumwelt und schädigen – wie das Beispiel der „Prestige“ ebenfalls zeigt – nicht nur die Meeresumwelt, sondern auch die gesamten betroffenen Küstenregionen und meeresabhängigen Wirtschaftsbereiche. Auch in Nord- und Ostsee besteht ein erhebliches Havarierisiko, das durch den zunehmenden Besatz dieser Meere mit Bauwerken – wie zukünftig insbesondere auch Windenergieanlagen – eher zu- als abnehmen wird.

– Beträchtlich sind auch die atmosphärischen Emissionen des Seeverkehrs, die vor allem aus dem Einsatz schwerer, hoch schwefelhaltiger Bunker- und Schweröle resultieren. Die SO_2-Emissionen der Seeschifffahrt erreichen bereits nahezu ein Drittel sämtlicher in der EU verursachten Emissionen. Das gilt in ähnlicher Weise für die NO_x-Emissionen.

– Die Schifffahrt gilt schließlich als Hauptursache für die Einschleppung von gebietsfremden Arten. Die mit dem Ballastwasser transportierten Exoten können das bereits durch andere Umweltfaktoren belastete Ökosystem weiter von seiner natürlichen Entwicklung abbringen und zu einer unerwünschten Homogenisierung der Lebensräume führen.

Handlungsbedarf und empfohlene Maßnahmen

19.* Die Seeschifffahrt bedarf nach Überzeugung des Umweltrates einer grundlegenden Ökologisierung. Die heute noch von ihr ausgehenden Belastungen und Risiken entsprechen bei weitem nicht dem Maß an Umweltverträglichkeit, das durch Einsatz moderner Techniken und Praktiken mit verhältnismäßigem Aufwand erreichbar ist. Wie im Bereich des landseitigen Umweltschutzes gilt es,

das Vorsorge- und Verursacherprinzip endlich auch auf die Schifffahrt konsequent anzuwenden, um die Risiken für Nord- und Ostsee so weit als möglich zu minimieren. Die freie Nutzung der Meere ist entsprechend zu relativieren. Dies setzt einerseits eine deutliche Verschärfung und Weiterentwicklung der geltenden Umweltschutz- und Sicherheitsanforderungen und andererseits einen wesentlich besseren Vollzug auch der bereits geltenden Bestimmungen voraus. Dem Umweltrat erscheinen dabei die folgenden Punkte von besonderer Bedeutung.

Die besondere strategische Verantwortung der EG

20.* Da die internationale Staatengemeinschaft sich im Rahmen des Seerechtsübereinkommens und der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) auf eine weitgehend freie Befahrung der Meere geeinigt und damit zugleich die einzelstaatlichen Restriktionsmöglichkeiten stark eingeschränkt hat, muss die Forderung nach strengeren Umwelt- und Sicherheitsmaßnahmen grundsätzlich vor allem an die IMO als das zuständige internationale Gremium und dessen völkerrechtliches Regime gerichtet werden. Zur Durchsetzung strengerer Vorkehrungen zeigt die IMO sich aber kaum bereit. Allenfalls in langwierigen Entscheidungsprozessen kommt es zu Verschärfungen der bestehenden Bestimmungen. Obwohl die – insbesondere als Reaktion auf die Havarien der „Erika“ und der „Prestige“ – erlassenen Regelungen der EG offensichtlich auf die Weiterentwicklung des maßgeblichen internationalen Rechts Einfluss genommen haben, bestehen weiterhin Unsicherheiten darüber, inwieweit die EG auch ohne Zustimmung der IMO regionale Schutzmaßnahmen ergreifen kann. IMO und EG haben erst kürzlich tatsächlich begonnen, die Kompetenzverteilung untereinander zu klären. In jedem Fall sollte sich die EG – neben verantwortungsbewussten Einzelstaaten – innerhalb der IMO engagieren. Ihre regionalen Schutzstandards können wesentliche Impulse für die internationale Ebene liefern. Auf die 15 alten Mitgliedstaaten der EG entfallen über 10 % der Welttonnage, auf die zehn Beitrittsländer weitere 10 %, dabei insbesondere auf Malta 5 % und Zypern 4 % (EU-Kommission, 2002b, S. 13). Ein durch die EU koordiniertes Auftreten dieser 25 Länder im Rahmen der IMO kann eine weitere Anstoßwirkung auf internationaler Ebene entfalten. Der Umweltrat begrüßt daher die Absicht der EU-Kommission, den Beitritt der EG zur IMO zu betreiben und rät der Bundesregierung dazu, dieses Vorhaben aktiv zu unterstützen.

Auch mit einer Verbesserung des Vollzugs der geltenden völker- und europarechtlichen Umweltschutz- und Sicherheitsbestimmungen könnte und sollte die EG einen bedeutenden Beitrag leisten. Die Schiffskontrollen durch die Mitgliedstaaten (als Flaggenstaaten und als Hafenstaaten) weisen sowohl qualitativ als auch quantitativ nach wie vor erhebliche Defizite auf. Die unmittelbar nach Ablauf der Umsetzungsfristen eingeleiteten Vertragsverletzungsverfahren betreffend die Richtlinie über Hafenstaatkontrollen belegen dies eindrucksvoll. Von daher erscheint die Einrichtung einer EG-Kontrollinstanz mit Koordinierungs- und Überwachungskompetenzen und entsprechender personeller und sachlicher Ausstattung als ein wichtiger Schritt zur besseren, einheitlichen Durchsetzung.

Maßnahmen bezüglich der Schiffssicherheit

21.* Die zur Verbesserung der Schiffssicherheit zu treffenden Maßnahmen sollten vor allem Folgendes erreichen:

– *Bauliche Anforderungen:* Das auf EG-Ebene beschlossene phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen gestaffelt nach Schiffskategorien bis 2005 beziehungsweise spätestens bis 2010 sowie das Transportverbot von Schweröl in solchen Tankschiffen sind nunmehr in die Praxis umzusetzen. Der Umweltrat hält ein europäisches Hafenanlaufverbot ab 2010 für sämtliche Ein-Hüllen-Tankschiffe für vereinbar mit den völkerrechtlichen Vorgaben. Übersehen werden darf allerdings nicht, dass ein Verbot dieser Tankschiffe allein keine vollkommene Sicherheit garantiert. Das Risiko der durch Maschinenschäden verursachten Schiffsunfälle sollte daher unabhängig von der Bauweise durch den Einbau eines Ersatzmotors, der das Schiff manövrierfähig halten kann, minimiert werden. Zudem sind unbedingt auch bei Doppelhüllen-Tankschiffen regelmäßige Qualitätskontrollen sicherzustellen. Schließlich sollte gemeinschafts- und völkerrechtlich geregelt werden, dass der Raum zwischen den beiden Böden nicht als zusätzliche Transportkapazität für Öle oder sonstige gefährliche Schadstoffe oder Flüssigkeiten genutzt werden darf.

– *Angemessene Ausbildung der Schiffsbesatzung*: Verstärktes Augenmerk muss auf die Qualifikation der Schiffsbesatzungen gerichtet werden. Es sollte dringlich angestrebt werden, dass zukünftig auch die „alten“, das heißt die vor 2002 ausgebildeten Seeleute die Anforderungen des Übereinkommens über Normen für die Ausbildung, die Erteilung von Befähigungszeugnissen und den Wachdienst von Seeleuten (International Convention on Standards of Trading, Certification and Watchkeeping – STCW) von 1995 beziehungsweise der entsprechenden europäischen Richtlinie 2001/25/EG erfüllen.

– *Hinreichende Hafenstaatkontrollen*: Es sollte sichergestellt werden, dass alle Mitgliedstaaten für sämtliche Häfen und Ankerplätze eine ausreichende Anzahl von Inspektoren bereitstellen und jedenfalls die Mindestkontrollquote von 25 % erfüllen. Einzelne Häfen dürfen nicht zu Gefälligkeitshäfen werden. Hier gilt es in besonderer Weise auch, aber keineswegs nur, auf die Beitrittsländer Zypern und Malta einzuwirken.

– *Moderne Überwachungs- und Informationssysteme:* Neue Überwachungs- und Informationssysteme werden die Sicherheit im Seeverkehr erhöhen. Die Bundesregierung sollte gleichwohl weiter auf die Einführung einer Lotsenannahmepflicht jedenfalls für bestimmte Seegebiete wie etwa den Ostseezugang und die Kadetrinne, auf zusätzliche Schutzmaßnahmen im Rahmen der Ausweisung des Wattenmeeres als besonders empfindliches Seegebiet (Particularly Sensitive

Sea Area – PSSA) und auf die Anerkennung auch der Ostsee als PSSA hinwirken.

– *Bündelung der nationalen Vollzugszuständigkeiten:* Die unterschiedlichen Zuständigkeiten des Bundes und der Länder diesseits und jenseits der 12-Seemeilengrenze, die Zuständigkeit verschiedener Dienststellen, der Rückgriff für den Vollzug von Bundesaufgaben auf Ländereinrichtungen usw. bedingen eine uneinheitliche und unübersichtliche Organisation der im Bereich des Seeverkehrs relevanten Aufgabenwahrnehmung. Der Umweltrat regt dringend an, insbesondere auch im Hinblick auf die Effektivität, die vielfältigen Entscheidungsbefugnisse zu bündeln. Das gemeinsame Havariekommando ist ein erster begrüßenswerter Schritt in diese Richtung. Weitergehend sollten die hoheitlichen maritimen Dienste des Bundes (Einsatzfahrzeuge des BMVBW, BGS-See, Seezoll, Fischereiaufsicht) in einer Deutschen Küstenwache unter der Zuständigkeit eines Bundesministeriums zusammengefasst werden.

Maßnahmen zur Verminderung betriebsbedingter (illegaler) Einleitungen

22.* Im Hinblick auf die Einleitungen von Betriebs- und Ladungsrückständen und das Einbringen von Schiffsabfällen in die Meere plädiert der Umweltrat dringend dafür, diesem Verschmutzungspfad verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Es ist nicht länger hinnehmbar, dass Nord- und Ostsee weiterhin als „Müllkippe“ missbraucht und auf den Meeren nicht ansatzweise die gleichen Überwachungsstandards praktiziert werden wie an Land. Zwar stellen die Anforderungen der Anlagen des Internationalen Übereinkommens von 1973/78 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) eine durchweg relativ strenge Basis für den Schutz der Meeresumwelt dar. Bedenklich ist jedoch die weiterhin hohe Anzahl rechtswidriger Einleitungen. Als Ursachen für die rechtswidrigen Einleitungen sind fehlende Auffangeinrichtungen in den Häfen, eine uneinheitliche Anwendung der MARPOL-Regeln sowie eine unzureichende Überwachung und Verfolgung von Verstößen auszumachen. Die EG-Maßnahmen bezüglich Hafenauffangeinrichtungen, Hafenstaatkontrollen und Verkehrsüberwachung stellen wichtige – wenngleich ergänzungsbedürftige – Schritte dar, um dieser inakzeptablen Situation entgegenzusteuern.

Maßnahmen zur Verminderung der schifffahrtsbedingten Luftverunreinigungen

23.* Was schließlich die schifffahrtsbedingten Luftverunreinigungen betrifft, so führen die gegenwärtig fehlenden internationalen beziehungsweise ungenügenden gemeinschaftlichen Abgasvorschriften für den Verkehr auf See dazu, dass im Prinzip legal extrem umweltschädliches Bunkeröl anstelle marinen Dieselöls als Kraftstoff verwendet wird. Der Umweltrat hält es deswegen für erforderlich, zumindest zunächst für die Gemeinschaftsgewässer und -häfen Grenzen für den Schwefelgehalt des in der Seeschifffahrt verwendeten Kraftstoffs verbindlich vorzugeben. In gleicher Weise sollten dringend die NO_x-Emissionen verbindlich begrenzt werden. Die Einhaltung strengerer Emissionsstandards sollte so weit wie möglich auch durch finanzielle Anreize unterstützt werden, wie zum Beispiel durch günstigere Liegegebühren und reduzierte Gebühren für Kontrollen.

Haftungsrechtliche Anreize zur Anwendung der Umwelt- und Sicherheitsbestimmungen

24.* Strafrechtliche Sanktionen und finanzielle Haftung können prinzipiell einen hohen Anreiz setzen, bestehende Umweltschutz- und Sicherheitsbestimmungen einzuhalten und auch darüber hinausgehend Sicherheits- und Vorsorgevorkehrungen zu treffen. Voraussetzung ist allerdings, dass die Haftungsbestimmungen international scharf genug gefasst sind und auch zuverlässig vollzogen werden. Das ist gegenwärtig allem Anschein nach nicht der Fall, insbesondere genügt die zivilrechtliche Haftung offensichtlich nicht, um den Einsatz veralteter Schiffe und Sicherheitssysteme abzuwenden. Neben einer Verschärfung der zivilrechtlichen Ausgleichspflichten hinsichtlich der Haftungsgrenzen müssen daher nach Auffassung des Umweltrates dringend schärfere strafrechtliche Sanktionen treten und zwar für jede Person, die vorsätzlich oder grob fahrlässig eine Verschmutzung des Meeres verursacht oder zu einer solchen Verschmutzung beigetragen hat. Die Sanktionsandrohungen sollten also nicht nur den Kapitän oder Schiffseigentümer treffen, sondern insbesondere auch die verantwortlich handelnden Personen der Klassifikationsgesellschaft oder der Gesellschaft, in deren Eigentum die Fracht steht. Deshalb ist zu bedauern, dass ein entsprechender Richtlinienvorschlag der EU-Kommission vom Ministerrat im Hinblick auf die strafrechtlichen Sanktionen nicht mitgetragen wird.

6 Schutz von örtlichen Lebensräumen und Arten

25.* Nord- und Ostsee sind seit langem keine baulich unberührten Naturflächen mehr. Vielmehr werden sie in noch immer rasch zunehmendem Maße von Eingriffen geprägt, insbesondere durch marinen Bergbau, Baggergutverklappung, Pipelines, Kabeltrassen und zukünftig auch durch Offshore-Windenergieanlagen. Diese örtlichen Eingriffe können – neben und in Verbindung mit den ubiquitären Belastungen durch Schifffahrt, Fischerei und Stoffeinträge – in erheblichem und noch zunehmendem Maß zur Gefährdung, Schädigung und Vernichtung der marinen Lebensgemeinschaften und ihrer Lebensräume beitragen. Anzahl und Größe vergleichsweise unberührter und ungestörter Lebensräume, die zugleich als Aufzucht- und Rückzugsregionen dienen können, nehmen rasch weiter ab.

Vor diesem Hintergrund müssen dringend wirksamere Maßnahmen als bisher getroffen werden, um zum einen ökologisch besonders wertvolle Gebiete, insbesondere ausreichende Aufzuchts-, Rast- und Rückzugsgebiete, von störenden Nutzungen gänzlich freizuhalten und zum anderen flächendeckend einen Mindestschutz gegen übermäßige Eingriffe zu erzielen.

26.* Um einen gebietsbezogenen Schutz besonders wertvoller, repräsentativer und/oder sensibler Lebensräume und Arten zu gewährleisten, empfiehlt der Umweltrat der Bundesregierung, das durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie ebenso wie durch das HELCOM-Programm für ein Schutzgebietsnetz (System of Coastal and Marine Baltic Sea Protection Areas – BSPA) und das OSPAR-Schutzgebietsprogramm angestrebte integrierte Schutzgebietsnetz so zügig und effektiv wie möglich zu etablieren und dazu insbesondere

– kurzfristig alle jene Meeresgebiete effektiven Schutzbestimmungen zu unterstellen, die nach heutigem Kenntnisstand und insbesondere nach den naturschutzfachlichen Einschätzungen des Bundesamtes für Naturschutz als besonders bedeutsam für die Meeresumwelt oder Zugvögel zu gelten haben;

– die Erforschung der marinen Ökosysteme von Nord- und Ostsee weiter zu intensivieren, um anhand neuer Erkenntnisse über besonderen örtlichen Schutzbedarf gegebenenfalls weitere Schutzgebiete zu bestimmen;

– auf eine stringente, transparente Verknüpfung, Harmonisierung und Vereinfachung der verschiedenen Schutzprogramme, Schutzgebietskategorien und -kriterien hinzuwirken, insbesondere auch auf die Integration der artspezifischen Schutzbestimmungen aus den jeweiligen Artenschutz-Übereinkommen;

– entweder auf gesetzlicher Ebene oder durch Verwaltungsvorschriften in enger Abstimmung mit der OSPAR- und der Helsinki-Kommission einheitliche Rahmenbestimmungen zu Meeresschutzgebieten zu treffen. Diese Rahmenbestimmungen sollten einheitliche Kriterien für den Ausschluss von unverträglichen Nutzungen sowie für die Zulassung von Nutzungen und das Gebietsmanagement und Monitoring enthalten;

– als Teil einer nationalen Meeresschutzstrategie in Zusammenarbeit von Bund und Ländern einen nationalen Schutzgebietsplan für Nord- und Ostsee zu erstellen;

– eine marine Raumplanung analog zur landseitigen Raumordnung einzuführen, um flächendeckend zu gewährleisten, dass die vielfältigen Nutzungsansprüche untereinander und mit den Belangen des Meeresumweltschutzes förmlich und verbindlich dahin gehend abgestimmt werden, dass in wertvollen oder sensiblen Lebensräumen keine „Gewerbe- oder Industriegebiete“ platziert werden.

27.* Um einen ausreichenden flächendeckenden Mindestschutz zu gewährleisten, sollte nach Überzeugung des Umweltrates, insbesondere für Bauvorhaben auf See, ein einheitliches, harmonisiertes marines Zulassungsrecht geschaffen werden. Dabei sollte

– in der Zulassungsentscheidung den zuständigen Behörden analog zum Bewirtschaftungsermessen der wasserrechtlichen Gestattung ein planerisches Ermessen eingeräumt werden;

– die Genehmigungspraxis durch konkretisierende Verwaltungsstandards für die marine Umweltverträglichkeitsprüfung und die seewärtige Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zum sorgsamen Umgang mit den marinen Lebensräumen angehalten werden;

– das Kompensationsgebot der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung durch Identifizierung von meeresspezifischen Ausgleichsmöglichkeiten auch für die Meeresnatur nutzbar gemacht werden.

28.* Hinsichtlich der einzelnen Nutzungsarten besteht unterschiedlicher spezifischer Regulierungs- und Überwachungsbedarf im Hinblick auf die jeweiligen besonderen Umweltrisiken. Vielfach fehlen noch verbindliche Regelwerke und konkrete Anforderungen, welche die Minimierung von Eingriffen und Risiken nach dem Stand der besten verfügbaren Techniken gewährleisten. Nicht selten steht auch die Umsetzung bereits existierender Beschlüsse und Empfehlungen der OSPAR- und der Helsinki-Kommission aus. Gegenüber den spezifischen Eingriffsformen sieht der Umweltrat vorrangig folgenden Handlungsbedarf:

Offshore-Anlagen: Generell sollte durch Streichung der so genannten Rohstoffsicherungsklausel (§ 48 Abs. 1 Satz 2 BBergG) gewährleistet werden, dass durch Schutzgebietsfestsetzungen bergbauliche Aktivitäten ausgeschlossen werden können, soweit dies die Erhaltungs- und Schutzziele erfordern. Im Hinblick auf den drohenden Wildwuchs der „Windparks“ sollte die Regelung zu den Eignungsgebieten in § 3a Seeanlagenverordnung dahin gehend geändert werden, dass Windkraftanlagen grundsätzlich nur in den Eignungsgebieten errichtet werden dürfen. Der Zulassungstatbestand der Seeanlagenverordnung sollte in eine Ermessensentscheidung umgewandelt werden, damit insbesondere die Zulassung von Windkraft-Anlagenparks durch das zuständige Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie planvoll gesteuert und im Hinblick auf die auslaufenden Begleitforschungen zu erwartenden Erkenntnisse über die Umweltauswirkungen zeitlich gestaffelt werden kann.

Kabel und Pipelines: Vorrangig ist neben gründlichen Umweltverträglichkeits- und Alternativenprüfungen insbesondere die weitestmögliche Bündelung der Leitungen. Dazu bedarf es zwingend einer umfassenden Bedarfs- und Netzplanung für Nord- und Ostsee, die gegebenenfalls auch Infrastrukturen wie marine Spannwerke einbeziehen muss und die durch eine marine Raumplanung mit anderen Nutzungen abgestimmt und in rechtsverbindliche Form gebracht werden sollte.

Sedimententnahme: Die Pflicht zur Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung sollte auf Abbauvorhaben mit weniger als 10 ha Fläche oder 3 000 Mg Tagesförderung ausgedehnt und der Sedimentabbau in Naturschutzgebieten jeder Art vollständig verboten werden.

Baggergutumlagerung und -verklappung: Die bei der Verklappung und Umlagerung einzuhaltenden Anforderungen einschließlich der besonderen Prüfungskriterien der Umweltverträglichkeitsprüfung, der maximal zulässi-

gen Schadstoffgehalte, der anzuwendenden technischen Verfahren sowie des Monitorings, sollten in Anlehnung an die „Handlungsanweisungen Baggergut Küste“ sowie „Handlungsanweisungen Baggergut Binnengewässer“ auf eine einheitliche bundesrechtliche und möglichst auch auf eine EG-rechtliche Grundlage gestellt werden.

Marikultur: Die HELCOM-Empfehlung 20/1 vom 23. März 1999 zur umweltverträglichen Marikultur sollte alsbald und unter Berücksichtigung der einschlägigen Bestimmungen des „Verhaltenskodex für eine verantwortungsvolle Fischerei“ der FAO (Food and Agriculture Organization) vollständig in europäisches und nationales Recht umgesetzt werden. Dabei sollte insbesondere eine Umweltverträglichkeitsprüfung und eine Anbindung der Standortwahl an raumplanerische Eignungskriterien vorgesehen werden. Es sollten die Austräge von Phosphaten und Nitraten ebenso wie der Einsatz von Medikamenten begrenzt, Maßnahmen gegen das Freisetzen von Zuchtfischen vorgeschrieben und Regelungen zur regelmäßigen Überprüfung der Zuchteinrichtungen getroffen werden.

Tourismus: Die umweltverträglichere Gestaltung und Lenkung der Tourismusaktivitäten stellt eine stark von den örtlichen und regionalen Gegebenheiten geprägte und ganz überwiegend von den betreffenden Kreisen und Gemeinden zu bewältigende Herausforderung dar. Ungeachtet der regionalen Besonderheiten kommt in der Regel der Einrichtung von Schutzgebieten und dem lückenlosen Vollzug der Gebietsschutzbestimmungen eine zentrale Bedeutung zu. Bedeutsam und ausbaufähig sind zudem die Überprüfung und Bewertung des örtlichen und regionalen Tourismus anhand möglichst aussagekräftiger, einheitlicher Kriterien. Das mit der Umweltdachmarke „Viabono“ verfolgte Konzept der Umweltverträglichkeitsbewertung und aktiven Vermarktung umweltfreundlicher Tourismusangebote stellt insoweit einen richtigen und förderungswürdigen Ansatz dar.

7 Strategien für eine effektive Meeresumweltschutzpolitik

Strategische und institutionelle Grundlagen

29.* Der Blick auf die einzelnen Aktionsfelder des Meeresumweltschutzes offenbart neben den zahlreichen sektorspezifischen Problemen, Handlungsdefiziten und Handlungsmöglichkeiten auch einige grundlegende, bereichsübergreifende Zielsetzungsfragen, Erfolgshindernisse und Steuerungsmängel. Vieles hängt damit zusammen, dass weithin noch kein überzeugendes strategisches, institutionelles und instrumentelles Fundament für eine integrierte Meeresumweltschutzpolitik vorhanden ist. Weder existieren klare, aufeinander abgestimmte Qualitätsziele, noch gibt es eine sektorübergreifende, koordinierende Maßnahmenplanung. Stattdessen wird der Meeresumweltschutz sowohl auf gemeinschaftlicher als auch auf nationaler Ebene weitgehend inkremental im Rahmen der jeweils verantwortlichen Sektorpolitiken (Fischerei-, Agrar-, Chemikalien-, Gewässerschutzpolitik usw.) „mitbehandelt“, soweit dies eben dort gelingt. Zu dieser Segmentierung der Meeresschutzpolitik trägt wesentlich auch die disperse Verteilung von Entscheidungskompetenzen und Initiativen auf globale und regionale völkerrechtliche Kooperationen, die EG und die nationalen Regierungen sowie deren Gebietskörperschaften bei. Zwar ist in Anbetracht des grenzüberschreitenden und multisektoralen Charakters der Problematik eine Beteiligung all dieser Akteure zwingend geboten. Gerade deshalb bedarf es aber einer transparenten, effektiven Ordnung der Zuständigkeiten und Koordinierung der Initiativen. Auch insoweit besteht noch wesentlicher Handlungsbedarf.

30.* Eine weitere übergreifende Steuerungsfrage betrifft die Durchsetzungsmängel, die im Meeresumweltschutz vielfach vor allem gegenüber den vergleichsweise „weichen“ Ziel- und Maßnahmenbeschlüssen der regionalen Schutzorganisationen INK, OSPAR und HELCOM zu konstatieren sind. Dieses Vollzugsdefizit ist zweifellos auch dem teilweise eher politischen, appellierenden Charakter dieser Beschlüsse geschuldet. Von daher erscheinen ergänzende Instrumente zur besseren Durchsetzung erforderlich. Dahin gehende Bemühungen müssen allerdings sensibel berücksichtigen, dass der weiche Charakter der INK-, OSPAR- und HELCOM-Beschlüsse wesentlich auch zur Kompromissbildung zwischen der großen Zahl verantwortlicher Staaten beiträgt und dass konkretere Pflichten, höhere Verbindlichkeitsgrade und ein strengeres Sanktionsregime die Bereitschaft der einzelnen Staaten, sich überhaupt internationalen Zielvereinbarungen anzuschließen, durchaus schwächen können. Deshalb empfiehlt sich nach Auffassung des Umweltrates für den Nord- und Ostseeraum eine Fortsetzung der „Arbeitsteilung“ zwischen den internationalen Kooperationen und der EG dahin gehend, dass die Gemeinschaft mit ihren besonderen Rechtssetzungs- und Vollzugskompetenzen die Umsetzung der INK-, OSPAR- und HELCOM-Beschlüsse forcieren sollte.

Rasche Erarbeitung integraler Qualitätsziele

31.* Von fundamentaler Bedeutung ist insbesondere die Frage nach dem für die Meeresumwelt anzustrebenden Vorsorge- und Schutzniveau. Das durch die Biodiversitäts-Konvention international etablierte Leitbild des „ökosystemaren Ansatzes“ stellt – nach Ansicht des Umweltrates zu Recht – auf die abwägende Festlegung differenzierter, auch auf besondere regionale Schutzbedarfe und Nutzungsansprüche abgestimmte Qualitätsziele ab. In Anbetracht der großen sozioökonomischen Bedeutung von Nord- und Ostsee kann ein realistisches Vorsorgekonzept grundsätzlich nicht auf die Eliminierung jeglicher anthropogener Einflüsse zielen. Vielmehr müssen im Sinne des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes ausgewogene Umweltqualitäts-Zielzustände bestimmt werden, die die Erhaltung und gegebenenfalls Wiederherstellung der Ökosysteme mit den anthropogenen Nutzungsansprüchen möglichst weitgehend vereinen.

32.* Im Hinblick auf das Verhältnismäßigkeitsgebot ist es prinzipiell auch nicht verfehlt, wenn die Biodiversitäts-Konvention den ökosystemaren Ansatz mit dem Nachhaltigkeitspostulat dahin gehend verknüpft, dass die ökosystemare Bewirtschaftung und Qualitätszielbestimmung neben der Ökologie auch die beiden weiteren Säulen der

Nachhaltigkeit, nämlich Ökonomie und Soziales, mit berücksichtigen sollen. Die besondere Hervorhebung dieses vorsorgepolitischen Grundsatzes birgt allerdings aus der Sicht des Umweltrates – nicht zuletzt im Kontext der allgemeinen „Nachhaltigkeitsdiskussion“ – die Gefahr, dass die ökologische Stoßrichtung des ökosystemaren Ansatzes verwässert und die umweltpolitische Stoßkraft dieses Vorsorgekonzepts geschwächt wird.

33.* Unangetastet bleibt das vom ökosystemaren Ansatz ebenfalls umfasste Gebot, Schutz- und Vorsorgeziele und -maßnahmen gleichsam auf Zusammenhänge zwischen unterschiedlichen Ökosystemfunktionen zu erstrecken und Wechsel- und Fernwirkungen so weit wie möglich in den Blick zu nehmen. Auch dies ist eine sachnotwendige, selbstverständliche Voraussetzung problemadäquater und effektiver Umweltvorsorge, die allerdings in Bezug auf die Meeresumwelt aufgrund der vergleichsweise noch lückenhaften Kenntnis- und Datenlage vielfach noch nicht befriedigend erfüllt werden kann. Dass daher in diesem Feld der weiteren Erforschung der Meeresökosysteme und der anthropogenen Einwirkungen ein besonderes Gewicht zukommen muss, ist unbestreitbar. Der Umweltrat sieht allerdings im politischen Raum auch die Gefahr, dass das voraussetzungsvolle Postulat des gesamtheitlichen Ökosystemschutzes im Sinne eines „Forschungsvorbehaltes“ missbraucht werden kann, um nach heutigem Kenntnisstand gerechtfertigte Vorsorgemaßnahmen inf-Frage zu stellen und aufzuschieben.

34.* Die Meeresumweltschutzpolitik der INK sowie der OSPAR- und Helsinki-Vertragsparteien orientiert sich durchaus in Übereinstimmung mit der Biodiversitäts-Konvention an den grundlegenden Prinzipien, dass Schadstoffimmissionen grundsätzlich die Aufnahmekapazität des Ökosystems nicht übersteigen dürfen und die Emissionen gefährlicher Stoffe generell hin zur Nullemission minimiert werden müssen. Dem entspricht das so genannte Generationenziel für 2020 mit einer angestrebten Nullemission gefährlicher Stoffe. Die Zielsetzung für Phosphor und Stickstoff, im Jahr 2010 jegliche anthropogene Eutrophierung zu vermeiden, ist strenger als das maßgebliche Tragfähigkeitsprinzip und – auch mit Blick auf die angestrebte Emissionsreduktion – unrealistisch. Der Umweltrat empfiehlt, das Ziel abzuschwächen und die Maßnahmen zur Zielverwirklichung zu verschärfen.

35.* Wenngleich die fundamentalen Zielsetzungen hinsichtlich der angestrebten Immissionslage und der dafür erforderlichen Emissionsreduktionen für eine erfolgreiche Politikgestaltung unerlässlich sind, so werden sie dennoch nur eine unzureichende Steuerungswirkung entfalten, wenn nicht zugleich eine Konkretisierung der Globalziele in sektorspezifische Handlungsziele einschließlich Maßnahmebündeln und einem Zeithorizont gelingt. Insofern begrüßt der Umweltrat in hohem Maße die Bergen-Erklärung der 5. INK mit bedeutenden Konkretisierungsleistungen hinsichtlich der anzustrebenden ökologischen Qualitätselemente und der ökologischen Qualitätsziele.

Bereinigung effektivitätsmindernder Kompetenzkonflikte

36.* Zur Bereinigung effektivitätsmindernder Kompetenzkonflikte sollte partiell auf eine Klärung und zum Teil auch auf eine Neuordnung der Zuständigkeiten in den Hauptproblemfeldern des Meeresumweltschutzes hingewirkt werden. Das gilt

- für das Verhältnis der regionalen völkerrechtlichen Schutzorganisationen und der EG zum internationalen Seeschifffahrtsregime des Seerechtsübereinkommens und der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) bezüglich der Möglichkeiten, die Schifffahrt regional auf höhere Schutz-, Emissions- und Sicherheitsstandards zu verpflichten. Hier sollte auf größere Handlungsspielräume für die regionalen Anrainergemeinschaften für Schutzverstärkungen hingewirkt werden;
- für das Verhältnis zwischen der EG und den internationalen Kooperationen unter dem OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen, in dem die Kompetenzen der OSPAR- und der Helsinki-Kommission gewahrt und ihre Initiativ- und Vorreiterfunktion für den Meeresumweltschutz gestützt werden sollten, während die EG ihre Rechtssetzungskompetenzen und Durchsetzungsmittel für eine effektive Umsetzung der internationalen Schutzziele wesentlich stärker als bislang einsetzen sollte;
- für das Verhältnis der EG zu ihren Mitgliedstaaten hinsichtlich des Fehlens eines einheitlichen, mit flächendeckenden Hoheitsbefugnissen operierenden Überwachungs- und Vollzugsapparates für Fischerei und Schifffahrt. Eine europäische Aufsichtsbehörde, die den Vollzug durch internationale Kontrollteams koordiniert und leitet, könnte dieses Vollzugsproblem wahrscheinlich deutlich mindern;
- im Hinblick auf die missliche Trennung der Verwaltungszuständigkeiten von Bund und Ländern an der 12-Seemeilengrenze drängt sich eine Stärkung der Bundes-Verwaltungskompetenzen auf. Um einen einheitlichen, effizienten Vollzug diesseits und jenseits der 12-Seemeilengrenze zu ermöglichen, sollten die Aufgabenbereiche des Meeresumweltschutzes, der Schiffssicherheit und Fischereiwirtschaft auch im Bereich des Küstenmeeres zur Gänze in eine Bundeseigenverwaltung, jedenfalls aber in eine Auftragsverwaltung überführt werden. Darüber hinaus spricht Vieles – wie zum Beispiel die Erforderlichkeit eines einheitlichen marinen Raumordnungsrechts – dafür, dem Bund in den oben genannten marinen Angelegenheiten auch eine umfassende Gesetzgebungskompetenz im Rahmen der ihm für die Küstengewässer und die Ausschließliche Wirtschaftszone zustehenden Hoheitsbefugnisse einzuräumen.

Schaffung eines integrierten Bewirtschaftungsregimes

37.* Der Umweltrat hält für den Meeresumweltschutz als multilaterale Querschnittsaufgabe eine integrierte Strategiebildung und Maßnahmenplanung sowie räumliche

Koordinierung für unabweisbar. Gleichwohl existieren solche nationalen Programme, soweit ersichtlich, noch nicht. Schon um solche Planungen auf einem einheitlichen und horizontal wie vertikal anknüpfungsfähigen Niveau zu gewährleisten, sollte die EG die Erstellung nationaler Bewirtschaftungsprogramme verbindlich fordern. Anknüpfend an die Wasserrahmenrichtlinie sollten sich die Mitgliedstaaten gemeinschaftlich dazu verpflichten,

- auch für den Bereich der Küstengewässer und der Ausschließlichen Wirtschaftszone nationale Maßnahmenprogramme aufzustellen und regelmäßig fortzuschreiben,
- im Rahmen dieser Maßnahmenprogramme die Umsetzung völkerrechtlicher und gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben anzustreben und nachzuweisen,
- gegebenenfalls ergänzende Aktionspläne zu erlassen, soweit sich Vollzugsmängel ergeben und
- nach Maßgabe der nationalen Bewirtschaftungsplanung eine marine Raumplanung zu etablieren.

Sämtliche der angeführten übergreifenden Steuerungsprobleme belegen die Notwendigkeit einer solchen strategischen, transparenten, planvollen Herangehensweise. Eine europaweite Verpflichtung der Mitgliedstaaten zu Meeresbewirtschaftungsplänen würde aus Sicht des Umweltrates nicht nur einen integrativen, transparenten und stringenten Meeresumweltschutz fördern, sondern maßgeblich auch zur europaweiten Koordinierung der unterschiedlichen Akteursebenen und zur besseren Durchsetzung europäischer Schutzziele beitragen. Denn erst durch nationale Maßnahmenprogramme wird überprüfbar, ob und wie die Einzelstaaten ihre internationalen und gemeinschaftsrechtlichen Pflichten für den Meeresumweltschutz erfüllen wollen.

Nur durch eine übergreifende, transparente Maßnahmenplanung mit aufeinander abgestimmten langfristigen Zielsetzungen und räumlich und zeitlich koordinierten Maßnahmen kann schließlich auch der gesamtheitliche Steuerungsanspruch des ökosystemaren Ansatzes eingelöst werden. Anders als durch eine langfristige Zielsetzung und transparente Maßnahmenplanung kann es unmöglich gelingen, unter Beachtung der ökosystemaren Funktionszusammenhänge einerseits und der wirtschaftlichen und sozialen Nutzungsansprüche andererseits die Meeresumwelt langfristig möglichst effizient zu schützen. Eine solche gesamtheitliche, langfristige Optimierungsstrategie setzt zwingend auch langfristige Zielsetzungen und planerische Abstimmung von Maßnahmebündeln voraus.

Das von der EU-Kommission maßgeblich initiierte und koordinierte Küstenzonenmanagement geht in die Richtung einer solchen Meeresschutzplanung, es kann aber letztere – durch seine Beschränkung auf den Küstenbereich und mangelnde raumplanerische Ausgestaltung – nicht ersetzen, sondern stellt vielmehr einen wichtigen Baustein der Meeresbewirtschaftung dar.

Ungeachtet noch zu schaffender europäischer Vorgaben appelliert der Umweltrat an die Bundesregierung, und insbesondere auch an die Küsten-Bundesländer, unverzüglich Meeresschutzprogramme zu erarbeiten und unter regelmäßiger Öffentlichkeitsbeteiligung fortzuschreiben.

1 Einführung und Grundlagen

1.1 Belastung von Nord- und Ostsee weiterhin hoch

1. Die gemeinsame Ministerkonferenz der Meeresschutzübereinkommen für die Ostsee und den Nordostatlantik im Juni 2003 hat der Öffentlichkeit erneut vor Augen geführt, dass der Meeresumweltschutz für die Nord- und Ostsee eine zentrale Herausforderung gerade auch der europäischen Umweltpolitik bleibt. Die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee ist durch die Industrieländer Nord- und Mitteleuropas seit langem einem erheblichen Belastungsdruck ausgesetzt.

Der Umweltrat hat im Sondergutachten „Umweltprobleme der Nordsee“ (SRU, 1980) erstmals umfassend die damalige Belastungssituation der Nordsee analysiert und bewertet. Dieses Gutachten zeugte von alarmierenden Zuständen und wies die Nordsee in weiten Bereichen als Sanierungsfall aus. Es zeigte auf, wie die Situation vielerorts von hohen Einträgen und Konzentrationen besonders gefährlicher Stoffe gekennzeichnet war, auch solcher, die heute ganz oder weitestgehend verboten sind. Hohe Schadstofffrachten aus den damals noch um ein Vielfaches stärker belasteten Flüssen, eine höchst fahrlässige Belastung des Meeres mit Abfallstoffen, hohe Nährstoffeinträge aus kommunalen Abwässern und Waschmitteln sowie umfängliche Öleinträge aus Schifffahrt und Offshore-Ölindustrie waren für die Belastungssituation besonders kennzeichnend. Hinzu kamen die Überfischung und ein extremer „Naturfraß“ durch Küstenschutz und Tourismus sowie insgesamt ein bedrohlicher Rückgang von Arten und Beständen in den marinen Lebensräumen. All dies galt in ähnlicher Weise auch für die Ostsee, die im Sondergutachten 1980 aber nicht mit betrachtet wurde.

2. Seit diesem Sondergutachten konnte der Umweltrat neben fortbestehenden und sich partiell auch noch verschärfenden Missständen – insbesondere bei der Fischerei (SRU, 2002a, Tz. 751 ff.; unten Tz. 35 ff., 148 ff.) – in verschiedenen Zusammenhängen auch deutliche Verbesserungen bei den zentralen Belastungsquellen feststellen. Wichtige Fortschritte brachten insbesondere Maßnahmen des Immissionsschutzes und eine stark verbesserte Abwasserreinigung (SRU, 1994, Tz. 478 ff.; 1996a, Tz. 311 ff.; 2000, Tz. 613 ff.; unten Tz. 100), verschiedene Stoff- und Einleitungsverbote (SRU, 1994, Tz. 478 ff.; 2000, Tz. 703) sowie effektive Maßnahmen gegen Öleinleitungen aus der Schifffahrt (s. Tz. 378).

Trotz der damit erzielten beachtlichen Entlastungen sind die schädlichen Einwirkungen auf Nord- und Ostsee bis heute besorgniserregend hoch. In den aktuellen Zustandsberichten der Meeresschutzorganisationen und wissenschaftlichen Forschungseinrichtungen (Tz. 24 ff.) wird eindrucksvoll dargelegt, wie die marinen Ökosysteme durch die Fischerei, durch Nährstoff- und Schadstoffeinträge und durch die Schifffahrt sowie durch vielfältige lokale raumwirksame Eingriffe insbesondere der Rohstoffindustrie, des Tourismus, des Küstenschutzes und neuerdings der Windenergienutzung auf vielfältige Weise geschädigt und beeinträchtigt werden.

Immer deutlicher ist zudem geworden, welche Veränderungen und Schäden der Meeresumwelt von der erwarteten Klimaerwärmung ausgehen könnten. Veränderungen insbesondere der Wassertemperaturen, der Meeresspiegel und der Strömungen könnten bereits in näherer Zukunft zu erheblichen Auswirkungen auf die marinen Ökosysteme führen. Die Bemühungen um eine Verminderung des anthropogenen Treibhauseffekts, die sich insoweit auch als ein dringendes Erfordernis des Meeresumweltschutzes erweisen, bilden indessen ein eigenständiges, umfangreiches Politikfeld, das der Umweltrat im Folgenden nicht mit erörtern wird (SRU, 2002a, Tz. 410 ff.).

3. Wie bei den Belastungen gab es seit 1980 auch bei den politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen des Meeresumweltschutzes beträchtliche Entwicklungen (SRU, 2000, Tz. 673 ff.). Der vielfältigen, sektorübergreifenden und überwiegend grenzüberschreitenden Problemstruktur des Meeresumweltschutzes entspricht heute ein im Vergleich zu damals noch wesentlich ausgeprägteres und komplexeres Geflecht von wissenschaftlichen Einrichtungen, politischen Akteuren und rechtlichen Schutzregimen. Neben einem Überblick über die zentralen Belastungsfaktoren gehören daher auch die Grundzüge dieses Institutionengefüges zu den unverzichtbaren Verständnisgrundlagen der Materie (Kapitel 1). Beides wird daher der detaillierten Zustandsbeschreibung (Kapitel 2) und der daran anknüpfenden Erörterung von Politiken und Maßnahmen (Kapitel 3) vorangestellt. Sektorale und bereichsübergreifend festzustellende Effektivitäts- und Umsetzungsprobleme führen schließlich in eine kritische Betrachtung allgemeiner institutioneller und methodischer Fragen des Meeresumweltschutzes (Kapitel 4).

1.2 Die zentralen Belastungsursachen im Überblick

Intensive Fischereiwirtschaft

4. Die intensive Fischereiwirtschaft mit ihren erheblichen Überkapazitäten greift durch Überfischung vieler kommerzieller Zielbestände immer tiefer in die Ökosysteme von Nord- und Ostsee ein. Sie hat inzwischen bei vielen der intensiv befischten Arten auch weltweit zu bedrohlichen Bestandsrückgängen geführt. Viele der wirtschaftlich relevanten Fischbestände von Nord- und Ostsee bewegen sich bereits überwiegend außerhalb

„biologisch sicherer Grenzen“; das bedeutet, dass die bestandserhaltende Reproduktion dieser Populationen nicht mehr sichergestellt ist. Unter der teilweise exzessiven Fischerei leiden jedoch nicht allein die kommerziellen Zielbestände, sondern auch zahlreiche mittelbar betroffene Arten und Lebensräume aufgrund hoher Beifänge und der mitunter zerstörerischen Wirkung von bodengängigem Fangmaterial (Schleppnetze/Baumkurren).

Schadstoffeinträge

5. Die Meere sind Schadstoffsenken; nahezu alle anthropogenen Schadstoffemissionen finden sich letztlich auch in der Meeresumwelt wieder. Besondere Probleme erzeugen diese Stoffe dann, wenn sie entweder aufgrund hoher Eintragsmengen oder wegen ihrer Persistenz und Akkumulation zum Umweltrisiko werden oder gar unmittelbar toxisch wirken. Solche Risiken gehen heute insbesondere von den Schwermetallen, einigen organischen Verbindungen sowie von Öleinträgen aus.

Die Zeit der massiven Schwermetalleinträge ist zwar vorüber, weil die meisten Nord- und Ostseeanrainerstaaten die Einträge vieler Substanzen seit Mitte der 1980er-Jahre ganz erheblich reduzieren konnten und entsprechend auch die Konzentrationen im Wasser zurückgingen. In den Sedimenten und der Biota finden sich aber mitunter noch hohe Konzentrationen, insbesondere in den Belastungsschwerpunkten der Deutschen Bucht und in den Mündungsbereichen der großen Flüsse.

Die von organischen Verbindungen ausgehenden Risiken sind erst für wenige Stoffe oder Stoffgruppen erforscht. Immerhin ist inzwischen eine Reihe dieser Stoffe – wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Lindan, Dioxine, Nonylphenol und Tributylzinn – als besonders problematisch identifiziert und reguliert worden. Die Einträge dieser Stoffe konnten zum Teil deutlich gemindert werden. Trotzdem liegen die Konzentrationen persistenter organischer Schadstoffe in Nord- und Ostsee teilweise noch immer im Bereich toxikologischer Wirkgrenzen oder gar darüber. Dies gilt auch für Stoffe, deren Verwendung bereits seit Jahren eingeschränkt oder sogar verboten ist (PCB, DDT, Lindan).

Öle und deren Bestandteile können die Meeresumwelt mit ihren Organismen in vielfältiger Weise schädigen. Neben äußeren Verölungen stehen dabei verschiedenste toxische Wirkungen von mineralölbürtigen Stoffen und deren Oxidationsprodukten im Vordergrund. Hauptquellen sind die Flüsse, Küstenabwässer, Bohrplattformen sowie Einleitungen aus der Schifffahrt zusammen mit den Seeunfällen.

Nährstoffeinträge – Eutrophierung

6. Die durch übermäßige Nährstoffeinträge, insbesondere von Phosphat und Stickstoff, verursachte Eutrophierung zählt nach wie vor zu den gravierendsten Bedrohungen der Meeresökosysteme. Durch den Nährstoffüberschuss kommt es zu einer unnatürlichen Vermehrung der im Wasser treibenden Algen, des so genannten Phytoplanktons. Die augenfälligsten Effekte des vermehrten Algenwachstums sind eine Vertrübung des Wassers sowie verstärkte, teilweise auch giftige Algenblüten. Weitere negative ökologische Folgen ergeben sich daraus, dass die kurzlebigen Algen nach dem Absterben auf den Meeresgrund absinken und dort in sauerstoffzehrenden Prozessen zersetzt werden. Dadurch entstehender Sauerstoffmangel und hohe Schwefelwasserstoffkonzentrationen führen zu einem großflächigen Absterben von bodennahen Wasserorganismen, Tieren und Pflanzen und schließlich zu weit reichenden Veränderungen in den betroffenen aquatischen Lebensgemeinschaften.

Trotz beträchtlicher Vermeidungserfolge bei den Phosphoreinträgen ist die Eutrophierung vor allem wegen der weiterhin hohen Stickstoffeinträge ein großes Problem geblieben. Die Ende der 1980er-Jahre von Nord- und Ostseeanrainern gleichermaßen vereinbarten Reduktionen der Phosphor- und Stickstoffeinträge um jeweils 50 % bis zum Jahr 1995 konnten nur hinsichtlich der Phosphoreinträge weitestgehend erfüllt werden und zwar im Wesentlichen durch die sehr kostenaufwändige Modernisierung industrieller und kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen und durch den Verzicht auf Phosphate in Waschmitteln. Dagegen ist das Reduktionsziel für Stickstoff hauptsächlich aufgrund der hohen Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Quellen bis heute weit verfehlt worden. Die Lösung dieses Problems bildet daher eine ganz zentrale Herausforderung der Meeresumweltschutzpolitik.

Umweltrisiken und Belastungen durch die Seeschifffahrt

7. Illegale Einleitungen von Schwerölrückständen und von Tankwaschwasser sind die Hauptquelle konzentrierter Ölkontaminationen auf der Wasseroberfläche von Nord- und Ostsee. Von solchen konzentrierten Ölverschmutzungen sind am auffälligsten die an der Meeresoberfläche lebenden Seevögel betroffen. Sie erleiden Verklebungen am Gefieder und tödliche Vergiftungen durch ölhaltiges Wasser beziehungsweise ölbehaftete Nahrung. Seitdem die Beseitigung ölhaltiger Rückstände aus der Brennstoffaufbereitung stark beschränkt worden ist, zeichnet sich ein starker Rückgang dieser Einleitungen ab. Allerdings lässt sich an den gemessenen Belastungen entlang der Hauptschifffahrtsrouten erkennen, dass nach wie vor erhebliche Ölmengen illegal auf Hoher See beseitigt werden.

Die gravierenden Folgen von Öltankerunfällen sind durch die Havarie des Tankschiffes „Prestige“ im November 2002 vor der iberischen Halbinsel wiederum augenfällig geworden. Die immer wieder auftretenden Unfälle führen zu schwerwiegenden lokalen Schädigungen der Meeresumwelt und beeinträchtigen – wie das Beispiel der „Prestige“ ebenfalls zeigt – auch die gesamten betroffenen Küstenregionen und meeresabhängigen Wirtschaftsbereiche.

Beträchtlich sind schließlich auch die atmosphärischen Emissionen der Seeschifffahrt, die vor allem aus dem Einsatz schwerer, hoch schwefelhaltiger Bunker- und

Schweröle resultieren. Die SO_2-Emissionen der Seeschifffahrt erreichen bereits rund ein Drittel sämtlicher in der EU an Land verursachten Emissionen. Das Gleiche gilt für die NO_x-Emissionen.

Ein weiteres meeresökologisches Risiko der Seeschifffahrt stellt die Einschleppung gebietsfremder Arten durch Ballastwasser dar.

Lokale raumwirksame Eingriffe

8. Nord- und Ostsee sind keineswegs baulich unberührte Naturflächen, sondern seit langem und in immer noch rasch zunehmendem Maße von lokalen raumwirksamen Eingriffen insbesondere durch Küstenbau, marinen Meeresbergbau, Baggergutverklappung, Pipelines, Kabeltrassen und nunmehr auch durch Windenergieanlagen geprägt. In Ermangelung gesamtplanerischer Lenkungsinstrumente sind diese Eingriffe in nahezu willkürlicher räumlicher Verteilung und vielfach ohne Rücksicht auf besondere Schutzwürdigkeiten mit zum Teil gravierenden sichtbaren Auswirkungen auf die Meeresumwelt erfolgt. Maßnahmen des Küstenschutzes haben in vielen Küstenregionen die Morphologie, Strömungs- und Tidenverhältnisse und damit auch die natürlichen Habitate vieler Meerestiere und Seevögel stark verändert. Die Problematik findet gegenwärtig einen Kristallisationspunkt bei den Ausbauplänen der Bundesregierung für die Nutzung der Offshore-Windenergie.

1.3 Die Regime und Akteure des Meeresumweltschutzes im Überblick

9. Meeresumweltschutz betrifft unterschiedliche Verursacherkreise, Sektoren und Politiken und ist aufgrund der globalen Verursachungszusammenhänge und der Staaten übergreifenden Ausdehnung der Meere in nahezu allen betroffenen Sektoren zugleich in besonderem Maße eine internationale Angelegenheit. Dem multilateralen Kooperationsbedarf entspricht heute ein seit dem Zweiten Weltkrieg gewachsenes, ausgeprägtes Geflecht aus völkerrechtlichen Übereinkommen, internationalen Kooperationen und Institutionen (zur Entwicklungsgeschichte HEINTSCHEL von HEINEGG, 2002). Neben den weltweit geltenden Übereinkommen, wie insbesondere dem UN-Seerechtsübereinkommen von 1982 (Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982, 21 ILM 1982, S. 1261, in Kraft getreten am 16. November 1994; BGBl. 1994 II, S. 1798 – SRÜ) stehen dabei die speziellen regionalen Kooperationen des OSPAR-Übereinkommens für den Nordostatlantik (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks vom 22. September 1992, 32 ILM 1993, S. 1069; BGBl. 1994 II, S. 1360; international in Kraft getreten am 25. März 1998; Tz. 13) und des Helsinki-Übereinkommens für das Ostseegebiet (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes vom 9. April 1992, BGBl. 1994 II, S. 1397, international in Kraft getreten am 17. Januar 2000; Tz. 15) im Vordergrund. Ferner trägt die Europäische Gemeinschaft, die ihrerseits Mitglied des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens geworden ist, mit ihren weit reichenden Kompetenzen zugleich eine herausragende Verantwortung für den Schutz von Nord- und Ostsee. Schließlich verbleiben auch den Nationalstaaten durchaus relevante Handlungsspielräume, und zwar nicht nur bei der Instrumentenwahl, sondern partiell auch zur Verstärkung von Schutzzielen. Tabelle 1-1 gibt einen Überblick über wichtige Institutionen und Regime des Meeresumweltschutzes auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene.

Globaler Meeresumweltschutz

10. Den Kern des globalvölkerrechtlichen Meeresumweltschutzes bildet das *Seerechtsübereinkommen (SRÜ)*. Es regelt die Zuständigkeiten und Befugnisse der Staaten auf See und bestimmt daran anknüpfend im 12. Abschnitt auch allgemeine Pflichten zum Meeresumweltschutz. Diese Pflichten sind Ausdruck des Völkergewohnheitsrechts und haben bereits vor In-Kraft-Treten des Seerechtsübereinkommens den Inhalt der regionalen Meeresschutzabkommen zum Teil ganz maßgeblich geprägt (BIRNIE und BOYLE, 2002, S. 351 f.; BEYERLIN, Rdnr. 224). Die Staaten sind danach einerseits dazu verpflichtet, die Meeresumwelt zu schützen und zu bewahren (Artikel 192). Andererseits wird ihnen das souveräne Recht gewährt, ihre natürlichen Ressourcen im Einklang mit bestimmten Umweltschutzerfordernissen zu nutzen (Artikel 193). Darüber hinaus statuiert Teil XII des Seerechtsübereinkommens unter anderem Verpflichtungen zur Verhütung, Verringerung und Überwachung der Verschmutzung der Meeresumwelt (Artikel 194), zur weltweiten und regionalen Zusammenarbeit bei der Erarbeitung von Meeresschutzrecht (Artikel 197 bis 201) sowie zur ständigen Überwachung und ökologischen Beurteilung der Meeresumwelt (Artikel 204 bis 206).

Da die Schifffahrt als traditionelle Meeresnutzung im Völkerrecht einen hohen Stellenwert genießt, andererseits aber auch schon seit langem als wesentliche Quelle von Umweltverschmutzungen erkannt ist, sind die völkerrechtlichen Vorgaben zur Verschmutzung durch die Schifffahrt besonders umfangreich und detailliert (Abschnitt 3.4.2, Tz. 359 ff.). Neben den Rechts- und Durchsetzungsbefugnissen des Küstenstaates aus Artikel 211 und 220 verpflichtet das Übereinkommen die Staaten auch dazu, die internationalen Regeln zur Verhinderung der Verschmutzung gegenüber den ihre Flagge führenden Schiffen durchzusetzen (Artikel 217). Zudem gewährt es dem Hafenstaat Durchsetzungsbefugnisse zur Bekämpfung völkerrechtswidriger Einleitungen aus Schiffen auf Hoher See. Aus meeresökologischer Sicht besonders interessant ist die Möglichkeit des Küstenstaates nach Artikel 211 Abs. 6 lit a) und c), bei der zentralen Organisation des Übereinkommens, der *International Maritime Organization (IMO)*, besondere gebietsbezogene Schutzmaßnahmen zur Verhütung der Verschmutzung durch Schiffe beziehungsweise die Ausweisung von so genannten „besonders empfindlichen Meeresgebieten“ (Particularly Sensitive Sea Areas) zu beantragen.

Tabelle 1-1

Synoptische Übersicht über die wichtigsten Institutionen (fett) und Rechtsregime des Meeresumweltschutzes

Handlungsfeld / Handlungsebene	Meeresumweltschutz allgemein	Fischerei	Stoffeinträge	Schifffahrt	Meeresnaturschutz
international global	– Seerechtsübereinkommen (SRÜ, Tz. 10)	– SRÜ (Tz. 240) – Straddling-Stocks-Abkommen vom 4. August 1995 (Tz. 242). – **Food and Agriculture Organization – FAO** (Tz. 243)	– SRÜ – Stockholm-Konvention über Persistente Organische Schadstoffe (Tz. 308) – UN-ECE-Protokoll über Stickoxide	– SRÜ (Tz. 360) – **IMO** (Tz. 11, 360) – MARPOL (Tz. 11, 360)	– SRÜ (Tz. 403) – Ramsar-Konvention (Tz. 406) – Konvention über die Biologische Vielfalt (Rio) (Tz. 494) – Bonner Abkommen zum Schutz wandernder wild lebender Arten (Tz. 406)
international regional	Nordsee: – OSPAR-Übereinkommen – **OSPAR-Kommission** (Tz. 13) – **INK** (Tz. 18) – Trilaterale Wattenmeerkonferenz (Tz. 20) Ostsee: – Helsinki-Übereinkommen – **HELCOM** (Tz. 15) – Baltic Agenda 21	Nordsee: – **North East Atlantic Fisheries Commission – NEAFC** Ostsee: – **International Baltic Sea Fisheries Commission – IBSFC**	Nordsee: – **INK**-Ziele (Tz. 2291, 342) – **OSPAR-Kommission**-Beschlüsse (Tz. 292, 326) Ostsee: – **HELCOM**-Empfehlungen (Tz. 293, 327)		– **OSPAR-Kommission**-Schutzgebietsprogramm (Tz. 408) – **HELCOM**-Empfehlung zu „Baltic Sea Protected Areas“ (Tz. 407) – Kleinwalabkommen (Tz. 406) – Afrikanisch-Eurasisches Wasservogelabkommen (Tz. 406) – Abkommen zum Schutz der Seehunde des Wattenmeeres (Tz. 406)
EU	– Konzept der EU-Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie (Tz. 22)	– Gemeinsame Fischereipolitik (GFP, Tz. 246 ff.) – GFP-Grundverordnung mit Ausführungsrichtlinien und -verordnungen (Tz. 246 ff.)	– EU-Chemikalienpolitik/-recht (Tz. 299 ff.) – Wasserrahmenrichtlinie (Tz. 296) – Nitratrichtlinie (Tz. 336) – Kommunalabwasserrichtlinie (Tz. 342)	– European Maritime Safety Agency – Richtlinie über Hafenstaatkontrollen (Tz. 364) – VO zum schrittweisen Verbot von Ein-Hüllen-Tankschiffen (Tz. 371)	– FFH-Richtlinie (Tz. 409 ff.) – Vogelschutzrichtlinie (Tz. 409 ff.)
national			– insb. Chemikalien-, Wasser-, Düngerecht (Tz. 340 f., 345 ff.)		– Umsetzung FFH- und Vogelschutz-Richtlinie (Tz. 414 f.) – Schutzgebiete der Länder (Tz. 411)

SRU/SG 2004/Tab.1-1

11. Unter der Ägide der IMO steht auch das *Internationale Übereinkommen von 1973/78 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe* (Übereinkommen vom 2. November 1973, 12 ILM 1973, S. 1319, in der Fassung des Londoner Protokolls vom 17. Februar 1978, 17 ILM 1978, S. 246 – MARPOL). MARPOL regelt die Einleitung von Schadstoffen in die Meere für alle Seefahrzeuge einschließlich schwimmender Plattformen. Durch seine institutionelle Verankerung in der IMO ist MARPOL nach wie vor ein zentrales Forum und Motor für den Bereich des schiffsbezogenen Meeresumweltschutzes.

12. Das 1996 überarbeitete *Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen* vom 29. Dezember 1972 (London-Übereinkommen – Text in: UNTS 932, S. 3) liegt nunmehr für beitrittswillige Staaten zur Zeichnung offen. Während das London-Übereinkommen von 1972 Einbringungsverbote für bestimmte Abfallstoffe (so genannte schwarze Liste) vorsieht, ist im neuen Übereinkommen ein generelles Dumping-Verbot verankert, mit Ausnahmen für bestimmte Abfallkategorien (unter anderem Baggergut, Klärschlamm, Fischereiabfälle, Schiffe und auf See errichtete Bauwerke). Außerdem verbietet das Übereinkommen generell und weltweit die Abfallverbrennung auf See, die in Deutschland bereits 1989 eingestellt worden ist.

Regionale Verträge und Kooperationen zum Schutz von Nord- und Ostsee

13. Das *Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks* von 1992 (Kurztitel: OSPAR-Übereinkommen) ist in Nachfolge des Oslo-Übereinkommens zum Schutz des Nordostatlantiks von 1972 und des Paris-Übereinkommens zur Verhütung der Verschmutzung vom Lande aus von 1974 am 25. März 1998 international in Kraft getreten. Es hat zum Ziel, die Meeresumwelt des Nordostatlantiks vor Risiken durch anthropogene Verschmutzungen im Hinblick auf sämtliche Verschmutzungsquellen zu schützen (LAGONI, 1996). Dabei sollen das Vorsorgeprinzip und das Verursacherprinzip angewandt werden, insbesondere dadurch, dass die (potenziellen) Emittenten schädlicher Stoffe zur Verwendung der besten verfügbaren Emissionsminderungstechniken verpflichtet werden. Die Vertragsstaaten müssen für mögliche Verschmutzungsquellen eine Genehmigungspflicht einführen und im Rahmen der Genehmigung die Umsetzung der bindenden Beschlüsse der OSPAR-Kommission sicherstellen.

14. Für die Durchführung und Fortschreibung des OSPAR-Übereinkommens wurde – in Nachfolge der Oslo- und Paris-Kommissionen – die *OSPAR-Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks* (nachfolgend auch kurz als OSPAR bezeichnet) eingerichtet. Die Kommission besteht aus Vorsitz, zwei Komitees und neun Unterarbeitsgruppen; Sitz des Sekretariats ist London. Die Kommission hat für eine völkerrechtliche Institution vergleichsweise weit reichende Kompetenzen. Insbesondere kann sie Beschlüsse zur Umsetzung des Übereinkommens treffen, welche für alle diejenigen Vertragsparteien verbindlich werden, die nicht in einer bestimmten Frist diese Wirkung förmlich abgelehnt haben. Die Kommission überwacht außerdem den Vollzug der Konvention. Effektive Sanktionsmaßnahmen für den Fall des Nichtvollzugs stehen ihr indessen noch nicht zur Verfügung. Die OSPAR-Kommission hat inzwischen fünf zentrale Strategien zu den Feldern biologische Vielfalt, Eutrophierung, gefährliche Stoffe, radioaktive Substanzen sowie Offshore Öl- und Gasindustrie entwickelt, beschlossen und einen Aktionsplan 1998 bis 2003 dazu erstellt.

15. Für den Bereich der Ostsee bildet das *Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets* von 1992 (Kurztitel: Helsinki-Übereinkommen) das Pendant zum OSPAR-Übereinkommen. Mit dem Übereinkommen fanden sich die Ostsee-Anrainerstaaten erstmals 1974 zu einer Zusammenarbeit für den Schutz der Ostsee bereit. Das Abkommen erfasst – wie das OSPAR-Übereinkommen – alle Verschmutzungstatbestände. Auch sonst ist das 1992 revidierte Übereinkommen sehr ähnlich beschaffen wie das OSPAR-Übereinkommen. Es bringt Vorsorgeprinzip und Verursacherprinzip sowie den Grundsatz zur Anwendung, dass Einleitungen, die Verschmutzungen der Ostsee bewirken können, durch Anwendung der besten verfügbaren Emissionsminderungstechniken zu begrenzen sind. In den Anhängen wurden Maßnahmen zur Verminderung der wesentlichen Schadstoffeinträge festgelegt (Anhang III zur Verschmutzung vom Lande aus, Anhang IV für die Einleitung von Schiffsabwässern, Anlage VI für Meeresbergbau, Anlage VII für die Beseitigung starker Verschmutzungen). Seit 1992 ist auch der Arten- und Habitatschutz als eigenständige Aufgabe in das Handlungsprogramm des Übereinkommens aufgenommen worden.

16. Die *Helsinki-Kommission* (nachfolgend kurz: HELCOM) mit Sitz des Sekretariats in Helsinki hat als ständige Einrichtung des Helsinki-Übereinkommens eine vergleichbare Funktion wie die OSPAR-Kommission, jedoch weniger weit reichende Rechtsbefugnisse. Die einstimmig zu beschließenden Empfehlungen der Kommission erreichen keinen völkerrechtlich verbindlichen Charakter, sondern bleiben politische Absichtsbekundungen, die aber gleichsam einen nicht unerheblichen kollektiven Handlungsdruck entfalten können und insbesondere den Stand der nach dem Helsinki-Übereinkommen maßgeblichen besten verfügbaren Techniken und Praktiken prägen. Besonders hervorzuheben sind die Empfehlungen zum Schutz vor Beeinträchtigungen der Meeresumwelt durch Offshoreaktivitäten (Empfehlungen 9/5 und 18/2) und durch Meeresbergbau (19/1), zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (19/5 sowie insbesondere 9/10 und 20/4 Schiffsanstriche), vor Stoffen aus der Landwirtschaft (19/6) und vor luftbürtigen Schadstoffeinträgen (16/11) sowie zum Schutz mariner Ökosysteme durch ein System von Meeresschutzgebieten (15/5, 21/3, 21/4). Aktuelle Empfehlungen betreffen vor allem die Reduktion meeresumweltrelevanter Schadstoffemissionen bestimmter Industrien (23/6 bis 23/12).

17. Auf der gemeinsamen Ministerkonferenz der Meeresschutzübereinkommen für Nordostatlantik und Ostsee im Juni 2003 haben die OSPAR- und die Helsinki-Kommission erstmals zusammen getagt. Diese Konferenz hat vielversprechende neue Perspektiven der Kooperation, der verstärkten Kohärenz und des „Zusammenwachsens“ der beiden Übereinkommen eröffnet.

18. Die *Internationale Nordseeschutzkonferenz* (INK) wird seit 1984 in unregelmäßigen Abständen von den für den Schutz der Nordsee jeweils zuständigen Ministern der Nordseeanrainerstaaten und Vertretern der EU als ständigen Beobachtern durchgeführt. Die INK ist zwar kein völkerrechtlich verfasstes Gremium, insbesondere hat sie keine eigenen Zuständigkeiten oder Rechtssetzungskompetenzen. Als mächtigstes politisches Forum für den Nordseeschutz ist die INK jedoch zentraler Wegbereiter für Zielsetzungen, Maßnahmeprogramme und entsprechende Beschlüsse der OSPAR-Kommission. Als zentrale von der INK beschlossene Zielsetzungen sind hervorzuheben:

– die Minderung der Nährstoffeinträge sowie aller toxischen und zur Bioakkumulation neigenden Stoffe um 50 % im Zeitraum von 1985 bis 1995,

– die Minderung der Einträge von Dioxinen, Quecksilber, Cadmium und Blei um 70 %,

– die Einstellung der Verwendung von polychlorierten Biphenylen (PCB) und gefährlichen Ersatzstoffen bis 1999,

– das so genannte Generationenziel im Hinblick auf die Reduzierung des Eintrages gefährlicher Stoffe (Tz. 291 ff.).

Die aktuellen Ziele, Strategien und Maßnahmenforderungen der INK sind in der so genannten *Bergen-Deklaration* zusammengefasst, die die Minister auf der letzten INK im März 2002 verabschiedet haben.

19. Für den Ostseeraum findet sich zur INK keine Entsprechung. Ein besonderer Bedarf und Anlass für eine weitere „Regionalisierung“ der internationalen Kooperation, wie er für den vom OSPAR-Übereinkommen umfassten Nordostatlantik in Anbetracht der besonderen Probleme der Nordsee besteht, wird für die Ostsee als Geltungsraum des Helsinki-Übereinkommens nicht gesehen. Indessen besteht mit der so genannten *BALTIC Agenda 21* eine parallele Kooperation mit Bezug zum Meeresumweltschutz für den gesamten Ostseeraum. Diese Agenda, die die Regierungschefs der Ostseeanrainerstaaten im Mai 1996 in Visby (Schweden) beschlossen haben, hat die nachhaltige Entwicklung des Ostseeraums und dabei wesentlich auch die Integration der Belange des Umweltschutzes in andere Politikfelder unter Beteiligung aller maßgeblichen gesellschaftlichen Akteure zum Ziel. Entsprechende sektorale Ziele und Programme sind im aktuellen Baltic 21 Report 2000–2002 niedergelegt (BALTIC 21, 2003).

20. Im Rahmen der regelmäßig auf Ministerebene stattfindenden *Trilateralen Regierungskonferenzen zum Schutz des Wattenmeeres* erörtern die Anrainerstaaten Dänemark, Deutschland und die Niederlande fachübergreifend und umfassend die Umweltprobleme des Wattenmeeres, unter anderem auf der Basis von Zustandsberichten, und beschließen – in Übereinstimmung mit den Beschlüssen von OSPAR sowie der INK – politische Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes des Wattenmeeres. Wie die Nordseeschutzkonferenz besitzt auch die trilaterale Regierungskonferenz kein selbstständiges völkerrechtliches Mandat. Obwohl die Minister also keine unmittelbar verbindlichen Beschlüsse fassen können, vermochten die Konferenzen durchaus erhebliche Verbesserungen für den Meeresumweltschutz im Wattenmeerraum zu erzielen. Große Bedeutung kommt dabei der weitgehend institutionalisierten Zusammenarbeit von Verwaltung und Wissenschaft der Wattenmeeranrainer zu, in deren Rahmen unter anderem gemeinsame Grundsätze und Schutzziele (Qualitätsziele) vereinbart werden konnten.

21. Als gerade auch für den Meeresumweltschutz sehr bedeutende regionale Kooperationen sind schließlich die internationalen Kommissionen zum Schutz der in die Nord- und Ostsee mündenden Flüsse zu nennen. Diese konnten zum Teil beachtliche Erfolge bei der Verbesserung der Ökosysteme der Flüsse erzielen und damit auch zur Entlastung von Nord- und Ostsee beitragen.

Die Europäische Gemeinschaft

22. Die Europäische Gemeinschaft ist der mächtigste und bedeutendste Akteur des Nord- und Ostseeschutzes. Sie umfasst mit ihren Mitgliedstaaten die überwiegende Zahl der für die Belastungen faktisch verantwortlichen Nationen und verfügt über weit reichende Regelungskompetenzen sowohl im Bereich des Gewässerschutzes als auch in den zentralen Verursachungsbereichen, so vor allem für die Bereiche der Fischerei, der für die Eutrophierung hauptursächlichen Landwirtschaft und der für die Schadstoffbelastung bedeutsamen Chemikalienpolitik. Mit den Regelungsbefugnissen auf diesen Politikfeldern hält die EG einen „Zentralschlüssel“ zum Nord- und Ostseeschutz in der Hand. Gleichwohl hat sie den Schutz ihrer „Haus-Meere“ bisher noch kaum als einen zentralen Steuerungsaspekt und als eigenes Politikfeld adressiert, weder in ihrer Rechtssetzung noch in ihren Entscheidungsgremien und Einrichtungen. Lediglich in der Mitwirkung bei der OSPAR- beziehungsweise Helsinki-Kommission tritt der Meeresumweltschutz auf Gemeinschaftsebene – gewissermaßen von außen her – als ein eigenständiges Politikfeld in Erscheinung. Auch insoweit agiert die EG aber nicht auf der Grundlage und als Promotor eines integrierten Schutzkonzepts, sondern vielmehr als Verwalterin der vielfältigen vom Meeresschutz betroffenen Interessen.

Dass die Gemeinschaft mit einer solchermaßen inkrementalen Behandlung des Meeresumweltschutzes den vernetzten Verursachungszusammenhängen und ihrer besonderen Verantwortung nicht gerecht wird, ist durchaus erkannt worden. Die EU-Kommission hat daher im sechsten Umweltaktionsprogramm den Auftrag erhalten, eine gezielte Strategie für den Schutz und die Erhaltung der Meeresumwelt zu entwickeln (Beschl. Nr. 1600/2002

vom 22. Juli 2002, ABl. EG Nr. L 242 vom 10. September 2002, S. 1). Das im Anschluss daran von der Kommission im Oktober 2002 vorgelegte Konzept für eine „Strategie zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt“ (EU-Kommission, 2002a) darf insoweit als Fortschritt gelten, als darin der Meeresumweltschutz erstmals als eigenes Politikfeld und als ein integraler Bestandteil der gemeinschaftlichen Umweltschutzaufgaben aufgefasst wird. Allerdings werden zentrale Problemfelder, wie das der Nährstoffbelastungen durch die Landwirtschaft, nur unzureichend behandelt. Zudem spiegeln sich der Umfang des Politikfeldes und die angestrebte Verankerung in den sektoralen Politiken nicht annähernd in der Organisation der Kommission und der Verteilung ihrer personellen Ressourcen wider (SRU, 2003b).

Die nationale Ebene

23. Den einzelnen Staaten obliegt es, die bindenden Beschlüsse und Empfehlungen von OSPAR und HELCOM umzusetzen. Nicht selten sind dabei allerdings Regelungsfelder betroffen, die ganz wesentlich von, für die Mitgliedstaaten verbindlichen, EU-rechtlichen und politischen Vorgaben geprägt sind, insbesondere die Agrarpolitik, die Fischereipolitik und die Chemikalienpolitik. Während die internationalen Regime von OSPAR und HELCOM regelmäßig Mindestschutzvorgaben darstellen und insoweit den Mitgliedstaaten weitere Maßnahmen freigestellt sind, werden entsprechende Regelungen der EG nicht selten auf der Grundlage von Artikel 94, 95 EG als Vorschriften zur vollständigen Rechtsangleichung und Verwirklichung des Binnenmarktes mit der Folge erlassen, dass die Mitgliedstaaten nur unter den engen Voraussetzungen des Artikel 95 Abs. 4 und 5 EG zu weitergehenden Schutzmaßnahmen berechtigt sind. Dennoch haben die Mitgliedstaaten zahlreiche Möglichkeiten, Fortschritte für den Meeresumweltschutz zu bewirken, vor allem im investiven Bereich. Umso ernüchternder ist der Umstand, dass in Deutschland weder auf Bundes- noch auf Länderebene strategische Konzepte zum Meeresumweltschutz existieren.

1.4 Zentrale wissenschaftliche Einrichtungen und Datengrundlagen

ICES-Zustandsberichte

24. Der *International Council for the Exploration of the Sea (ICES)* ist die größte und renommierteste Forschungseinrichtung auf dem Gebiet der Meeresforschung und Meeresumweltforschung für die nordatlantische Region einschließlich der Nordsee sowie die Ostsee. ICES koordiniert und fördert die Meeresforschungen von über 1 600 Wissenschaftlern aus 19 Ländern. In zahlreichen Arbeitsgruppen, Symposien und Konferenzen erarbeitet der ICES regelmäßig ökologische Zustandsberichte. Auf diese umfassenden Berichte, insbesondere auf den aktuellen Gesamtbericht aus 2003 „Environmental Status of the European Seas“, wird für die nachfolgenden Erörterungen vielfach zurückgegriffen. Mit seinen wissenschaftlichen Auswertungen verbindet der ICES Empfehlungen zu politischen Erhaltungszielen und -maßnahmen. Besonders wichtig erscheinen dabei die Empfehlungen zur Erhaltung der Fischbestände beziehungsweise zu der dazu jeweils erforderlichen Begrenzung des Fischereiaufwands (Tz. 36 ff.).

OSPAR Quality Status Report

25. Weitere wesentliche Datenquelle für den Meeresumweltschutz sind die Zustandsberichte der OSPAR-Kommission. Die Kommission trägt für den Bereich der Nordsee nicht nur eine herausragende politische Verantwortung, sondern übernimmt auch die Sammlung und Auswertung der von den OSPAR-Mitgliedstaaten erhobenen Zustandsdaten. Der in Kooperation mit ICES und dem Sekretariat der Nordseekonferenz erstellte „Quality Status Report“ (QSR) repräsentiert die breiteste verfügbare Datengrundlage zur Lage des Nordostatlantiks und nimmt darüber hinaus – stärker noch als die ICES-Berichte – eine Bewertung im Hinblick auf Handlungsbedarf und Handlungsprioritäten vor.

INK-Progress-Reports – zu Fortschritten des Nordsee-Schutzes

26. Neben OSPAR führt auch die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) im Hinblick auf ihre politischen Ziel- und Maßnahmenbeschlüsse ein umfangreiches Monitoring der Nordsee-Umweltentwicklung durch. Die Ergebnisse werden in den so genannten Progress-Reports veröffentlicht, die nicht nur wichtige Informationen zu den bereits getroffenen, eingeleiteten und geplanten Maßnahmen, sondern auch die jeweils relevanten Daten zur Entwicklung der Umweltzustände enthalten. Aufgrund des besonderen Handlungsbezugs des Progress-Reports enthalten diese vergleichsweise detaillierten Informationen zu den Quellen und Pfaden der Belastungen.

HELCOM-Berichte zum Zustand der Ostsee

27. Das Helsinki-Übereinkommen verpflichtet die Vertragsstaaten unter anderem auch dazu, in regelmäßigen Abständen der Helsinki-Kommission (HELCOM) über die getroffenen Maßnahmen, deren Wirksamkeit und Durchführungsprobleme zu berichten. Dies beinhaltet insbesondere auch die entsprechenden Immissions- und Umweltqualitätsdaten. Das auf den nationalen Berichten basierende HELCOM-Monitoring ist die umfassendste Erhebung von Umweltdaten zum Zustand der Ostsee. Die Ergebnisse der Erhebungen werden in regelmäßigen Abständen in Zustandsberichten zusammengefasst und bewertet. Die HELCOM-Berichte (insbesondere HELCOM, 2001a, 2003a) bieten mithin die am breitesten fundierte und umfangreichste verfügbare Einschätzung der Belastungslage; sie bilden daher auch die Hauptdatengrundlage für die in Kapitel 2.2 nachfolgende Bilanz zum Zustand der Ostsee.

2 Schutzgüter, Belastungssituation und Belastungspfade

2.1 Nordsee

2.1.1 Lebens- und Wirtschaftsraum Nordsee

28. Die Nordsee ist ein aquatisches Ökosystem mit spezifischen geologischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften, die stetigen Änderungen unterworfen sind. Sie beheimatet eine Vielzahl mariner Organismen. Gleichzeitig steht sie angesichts ihrer Bedeutung als Lebens- und Wirtschaftsraum für Millionen von Menschen unter einem enormen Nutzungsdruck. Eine ausführliche Charakterisierung der Nordsee wurde vom Umweltrat vor mehr als 20 Jahren in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Nordsee“ (SRU, 1980) vorgenommen. Die grundlegenden Charakteristika des Meeres haben sich seitdem nicht geändert. Verändert haben sich dagegen die Nutzungsansprüche an dieses Randmeer. Im Folgenden werden zur generellen Orientierung die wesentlichen Kennzeichen des Natur- und Wirtschaftsraums Nordsee kurz beschrieben.

Geographische und ozeanographische Grundlagen

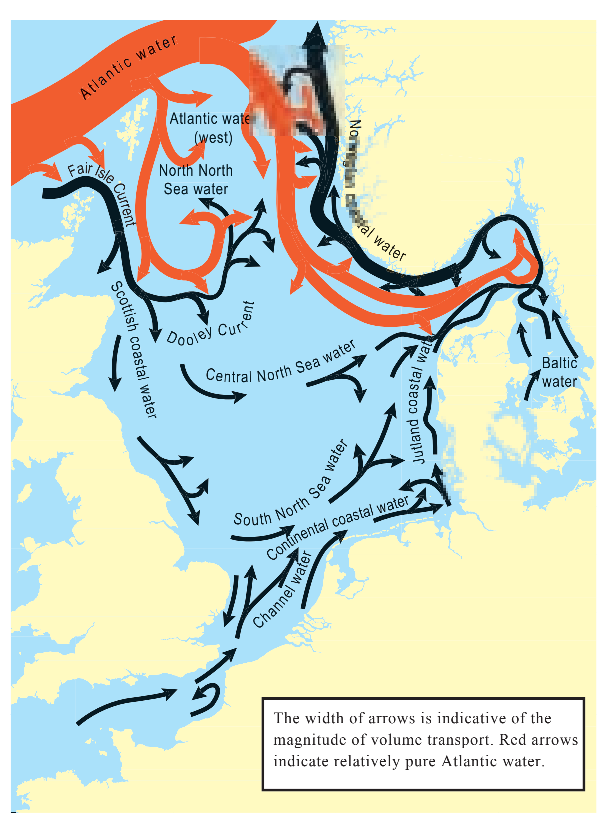
29. Die Nordsee ist ein flaches Rand- oder Schelfmeer des Nordostatlantiks. Die mittlere Tiefe liegt bei 70 m, wobei die Tiefe von Süd nach Nord zunimmt. Ausgenommen davon sind die Doggerbank in der zentralen Nordsee mit Tiefen zwischen 20 m und 30 m, sowie die Norwegische Rinne entlang der norwegischen Südküste, wo der Meeresboden bis auf 710 m unter Null abgesenkt ist. Die Nordsee weist ein Volumen von 43 000 km^3 auf (BECKER, 1990). Ihre Fläche beträgt etwa 570 000 km^2, was einem Anteil an der weltweiten Meeresfläche von lediglich 0,002 % entspricht (LOZÁN et al., 2003; CRISP, 1975). Die geringe Größe des Meeres täuscht über die eigentliche Bedeutung dieses Schelfmeeres hinweg. Die Nordsee gehört zu den produktivsten Meeresgebieten. Dies wird unter anderem daran offenbar, dass beispielsweise der Anteil der Nordseefischerei an der Weltmeeresfischerei immerhin etwa 4 % beträgt. Des Weiteren sind die flachen Meeresgebiete und Küsten wichtige Aufzuchtsgebiete für Fische und liefern Nahrungsgrundlagen für zahlreiche ozeanische und terrestrische Organismen.

30. Die Nordsee ist durch vielfältige Wechselwirkungen eng mit dem Atlantik verbunden. Ein Wasseraustausch findet vor allem durch die nördliche Verbindung, aber auch durch den Kanal statt. So ist der ozeanische Einfluss für die Gezeiten und den hohen Salzgehalt der Nordsee, der im Norden bis zu 35 psu erreicht (psu = practical salinity unit, entspricht 35 g Salz/1 kg Seewasser), verantwortlich.

Für die Ausbreitung und Vermischung der Wassermassen sind die meteorologischen Bedingungen, der Zustrom aus den Flüssen und aus der Ostsee und die Gezeitenströmungen maßgeblich (BECKER, 1990). Die vorherrschende Windrichtung über der Nordsee ist West. Während sich Verdunstung und Niederschlag ausgleichen, werden speziell die Küstenbereiche durch eine starke Süßwasserzufuhr aus den Flüssen beeinflusst. Die Gezeitenströme bestimmen die horizontale und vertikale Vermischung und den Austausch der Wassermassen. Angetrieben werden sie durch so genannte „Mitschwinggezeiten“, die nicht in der Nordsee erzeugt, sondern durch die Gezeiten des Nordatlantiks angeregt werden. Sie weisen einen Zyklus von 12 Stunden und 25 Minuten auf. Die Gezeitenwelle läuft zwischen den Shetland-Inseln in die Nordsee hinein und breitet sich entgegen dem Uhrzeigersinn an der Nordseeküste aus. Die Zirkulation und daher der Austausch mit dem Nordatlantik wird neben den Gezeiten noch durch die windinduzierte Strömung bestimmt. Ein weiterer Einstrom in die Nordsee erfolgt über den Kanal und der Abfluss in den Atlantik verläuft küstenparallel der norwegischen Westküste (Abbildung 2-1).

Abbildung 2-1

Wesentliche Zirkulationen in der Nordsee



Quelle: OSPAR, 2000a

Die Verweilzeit des Nordseewassers, berechnet aus dem Ein- und Ausstrom, liegt bei etwa sieben Monaten. Die Umsatzzeit, als Maß der Erneuerung des Wassers, für verschiedene Punkte der Nordsee bestimmt, variiert allerdings zwischen einem Monat und 21 Jahren. Aufgrund der bestehenden Strömungsverhältnisse haben Wasserkörper, die an den Küsten mit Schadstoffen belastet werden, eine besonders hohe Verweildauer und werden entlang der Küstenlinie bewegt (LOZÁN et al., 1990). Dieser Aspekt ist deshalb so wichtig, weil der Lebensraum Küste, als Übergangsbereich vom Marinen zum Terrestrischen, vielseitigen Einflüssen ausgesetzt und besonders empfindlich für anthropogene Belastungen ist.

Lebensräume

31. Verschiedenste geologische, hydrographische und ökologische Prozesse sind für die Bildung der verschiedenen Lebensräume der Nordsee verantwortlich (SRU, 1980, Tz. 64–131). Besonders augenfällig ist diese Ausdifferenzierung in den Küstenzonen:

- Die Küsten sind vorwiegend durch Weichböden geprägt. Aufgrund der durch Wasserbewegungen leicht verlagerbaren Sedimente finden sich hier nur wenige auf dem Sediment lebende Organismen, dafür gibt es aber eine reichhaltige Infauna (s. u.).
- Das Vorkommen von Felsküsten ist beschränkt auf Norwegen und verschiedene Stellen Großbritanniens. In Deutschland kommt dieses Hartsubstrat nur im Gebiet der Insel Helgoland vor. Das Felslitoral ist durch einen besonderen Artenreichtum vielfältiger festsitzender oder am Hartsubstrat anhaftender Lebensformen gekennzeichnet.
- Dünenlandschaften finden sich in Jütland, auf den Friesischen Inseln, in Belgien, England und südlich Den Helder.
- Ästuare und Fjorde (s. u.) nehmen insgesamt relativ wenig Raum ein. Die Ästuare sind trichterförmig erweiterte Unterläufe von ins Meer mündenden Flüssen, wie wir sie beispielsweise in der Elbe und Weser finden. Das Aufeinandertreffen von Süß- und Meerwasser kennzeichnet diese Gebiete. Zonen mit unterschiedlichem Salzgehalt bewegen sich in Abhängigkeit der Gezeiten flussauf- oder -abwärts. AufGrund der stetig schwankenden Salzgehalte bilden sich je nach Salzgehalt sehr typische Lebensgemeinschaften aus, die im Vergleich zu den rein limnischen oder marinen Lebensräumen artenärmer sind.
- Fjorde sind vom Meerwasser überflutete, eiszeitlich geformte Trogtäler. Sie sind geprägt durch steile Talwände, einen schwellenartigen Abfall zum Meer und teilweise große Tiefe. Aufgrund von nährstoffreichem Süßwasserzufluss sind Fjorde oft sehr produktiv, gleichzeitig durch einen begrenzten Wasseraustausch in den Tiefen auch sehr empfindlich gegenüber anthropogenen Schad- und Nährstoffzufuhren. Im Nordseeraum findet man Fjorde nur an der norwegischen Küste, während die als Fjorde bezeichneten Meeresbuchten Dänemarks Haffcharakter haben und durch Nehrungen abgetrennte Meeresbuchten darstellen. Durch die Abtrennung zum Meer haben diese flachen Buchten besondere ökologische Eigenschaften ausgebildet und sind unter anderem wichtige Produktionsstätten für Fische und Muscheln.

Insgesamt dominieren in der Nordsee und speziell an der deutschen Küste Marschlebensräume, von denen das Wattenmeer in der Deutschen Bucht und an der Westküste Dänemarks den größten zusammenhängenden Abschnitt umfasst (SRU, 1980, Tz. 102). Aufgrund seiner Einzigartigkeit und räumlichen Ausbreitung wird dieser Lebensraum etwas ausführlicher dargestellt.

32. Das sich vor den Nordseeküsten der Niederlande, Dänemarks und Deutschlands erstreckende Wattenmeer ist ein auf der Welt einmaliger und sensibler Lebensraum (LOZÁN et al., 1994; SRU, 1980, Tz. 103–121). Er wird sowohl durch den Wasseraustausch mit der Nordsee und einmündenden Flüssen als auch vom Festland her beeinflusst. Das Wattenmeer umfasst Dünen, Salzwiesen sowie die typischen Wattflächen und Priele. In diesem Lebensraum kommen etwa 4 800 marine und semiterrestrische Arten vor, was rund 5 % der gesamten Tier- und Pflanzenarten Mitteleuropas entspricht (UBA, 2002).

Das Ökosystem Wattenmeer ist gekennzeichnet durch eine erhebliche, maßgeblich von den Gezeiten bestimmte Dynamik und damit verbundenen starken Strömungen sowie Schwankungen des Salzgehaltes und der Temperatur des Wassers. Bedingungen, die zusammen eine extreme Lebensumwelt für die hier vorkommenden spezialisierten Arten bieten. Außerdem treten aperiodisch Eisbedeckungen in extremen Wintern auf, die zu erheblichen Bestandsveränderungen führen. Folge ist eine vergleichsweise geringe Artenvielfalt. Zugleich ist das Wattenmeer ein sehr produktives Meeresgebiet mit einer hohen Biomasseproduktivität, die es zu einer unentbehrlichen Nahrungsquelle unter anderem für Fische und Vögel macht. Scholle, Sprotte, Hering und anderen dient es als „Kinderstube“. Mehr als 10 Millionen Vögel jährlich nutzen das Wattenmeer zur Rast, Mauser und/oder Überwinterung, weshalb es als „Drehscheibe des ostatlantischen Vogelzuges“ bezeichnet wird (EXO et al., 2003). Das Wattenmeer ist damit Teil ökologischer Strukturen und funktionaler Zusammenhänge, die sich von Südafrika bis zur Arktis erstrecken (UBA, 2000).

Des Weiteren ist das gesamte Wattenmeergebiet für 400 000 Brutpaare von 31 Küstenvogelarten von Bedeutung. Allein das deutsche Wattenmeer besitzt für 32 von 39 Wasser- und Wattvogelarten eine internationale Bedeutung, was gemäß der Ramsar-Konvention (1975 in Kraft getretenes internationales Schutzabkommen für Feuchtgebiete von überregionaler Bedeutung) heißt, dass dieses Gebiet mehr als 1 % der Zugwegpopulation beherbergt. Für Seehunde (*Phoca vitulina*) bilden die trocken fallenden Sandbänke des Wattenmeeres einen wichtigen Lebensraum insbesondere während der Geburts- und Aufzuchtsphase und des Haarwechsels. Nicht zuletzt übernimmt das Wattenmeer Filterfunktionen für die gesamte Nordsee: in der Anlandungszone findet eine Ablagerung von Schwebstoffen statt (SRU, 1980, Tz. 105), gleichzeitig filtern die zahlreichen Miesmuscheln das Wasser.

Viele der im Küstenbereich der Nordsee vorkommenden Lebensräume sind als Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse nach Anhang der FFH-Richtlinie geschützt (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: die 1992 vom Rat der EG erlassene Richtlinie verfolgt das Ziel, die biologische Vielfalt in Europa zu erhalten). Im Einzelnen handelt es sich um Posidonia-Seegraswiesen, Ästuare, vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt sowie Sandbänke.

33. Auch im küstenfernen Teil der Nordsee zeigt sich gerade anhand der Bodengestalt, Bodenstruktur und der Sedimente, welche vielfältigen Ausprägungen von Lebensräumen hier bestehen. Im deutschen Teil des Schelfmeeres vor den Friesischen Inseln existieren sandige Gebiete, aus denen sich Sandbänke herausheben (RACHOR und GÜNTHER, 2001). Von der Elbemündung aus zieht sich das Elbeurstromtal in Richtung Nordwest. Bei einer Tiefe von 30 bis 60 m weist es sehr feine, schlammige Sedimente im Ästuarbereich und ansonsten Substrate aus Ton, Silt und Feinsand auf. Um die Insel Helgoland herum sind die Substrate demgegenüber deutlich gröber mit Sand, Schill, Kies, Steinen und Geröll. Daneben gibt es dort noch typische Sandbänke, Riffe und Rinnenstrukturen. Der Nordwesten der Deutschen Bucht ist durch eine weiche Morphologie mit feinen Sedimenten gekennzeichnet. Die unterschiedlichen Substrate beherbergen eine jeweils eigene, oftmals stark an die jeweiligen Bedingungen angepasste Flora und Fauna.

Zwei besonders bemerkenswerte, in der offenen Nordsee vorkommende Lebensraumtypen sind Sandbänke und Riffe. Bei ersteren handelt es sich um aus der Umgebung herausgehobene, ständig wasserbedeckte sandige Rücken (BfN, 2003a). Diese flächenhaften Sande weisen meist keine oder nur eine spärliche Vegetation auf. Sie bieten Lebensraum für eine sehr typische Sandbodengemeinschaft und dienen als Nahrungs- und Raststelle für Vögel, Robben und Fische. Riffe sind vom Meeresboden aufragende mineralische (Felsen, Geschiebe, Steine) oder biogene Hartsubstrate (Korallenriffe), die dauerhaft von Wasser überflutet sind. Sie bieten einer Vielzahl von festsitzenden Organismen Lebensraum, zwischen denen sich eine meist extrem artenreiche, nicht sessile Lebensgemeinschaft ausbildet. Außer bei Helgoland finden sich Riffe in größerer flächenhafter Ausdehnung im Bereich des Borkum-Riffgrundes und des östlichen Hanges des Elbe-Urstromtals.

Wirtschaftsraum Nordsee

34. Das Einzugsgebiet der Nordsee (841 500 km²) ist das bevölkerungsreichste der fünf OSPAR-Regionen. Hier leben 184 Millionen Menschen aus 12 Nationen (LOZÁN, 2003). Die sieben Anrainerstaaten (Norwegen, Dänemark, Deutschland, Niederlande, Belgien, Frankreich und Großbritannien) zeichnen sich durch eine hohe Bevölkerungsdichte und einen hohen Industrialisierungsgrad aus.

Von besonderer Bedeutung sind die Küstenzonen, da hier direkte Wechselbeziehungen zwischen den menschlichen Aktivitäten und der Nordsee bestehen. Bei der Nordseeküste ist besonders auffällig, dass die Bevölkerung sehr ungleichmäßig verteilt ist. Auf der einen Seite gibt es die sehr dünn besiedelten, ländlich strukturierten Gebiete wie die dänische Westküste und auf der anderen Seite die großen Ballungszentren wie „Randstad“ (Amsterdam, Leiden, Den Haag, Rotterdam) oder die Großräume um die Städte London und Hamburg. Abgesehen von den niederländischen Städten liegen die meisten Ballungsräume an den Mündungen von Flüssen oder Fjorden und sind traditionelle Hafenstädte.

Wie bei der Nutzung der Nordsee als Transportweg ist auch bei den sonstigen Nutzungsansprüchen eine Zunahme zu beobachten (STERR, 2003). Die folgenden Nutzungen greifen direkt auf marine Ressourcen zu:

- Gewinnung von Erdöl und Erdgas,
- Sand- und Kiesentnahme für Bauzwecke und Küstenschutz,
- Küsten- und Hochseefischerei,
- Marikultur (Produktion von Fischen, Muscheln, Algen etc.).

Für diese Bereiche lässt sich der ökonomische Nutzen relativ einfach berechnen. Andere Wirtschaftsbereiche nutzen schwerer monetarisierbare Potenziale der Nordsee wie zum Beispiel Wind und Flächenangebot. Hierzu zählen insbesondere

- Windenergieerzeugung,
- Vorlandgewinnung beziehungsweise -nutzung,
- Tourismus (Wohn-, Erholungs-, Sportanlagen zu Land und zu Wasser),
- Seetransport (Schifffahrtswege, Kabel- und Pipelinetrassen am Meeresboden),
- Entsorgung von Abfallstoffen, Rückständen, Abwässern und Baggergut.

Folge der letztgenannten Nutzungen ist insbesondere der Verbrauch von Lebensraum für Flora und Fauna. Zwischen oder auch innerhalb der unterschiedlichen Nutzungsansprüche entstehen zahlreiche Probleme und Konflikte. Als anschauliches Beispiel für einen derartigen vielschichtigen Nutzungskonflikt kann der Konflikt zwischen dem Tourismussektor auf der einen und den Belangen des Naturschutzes auf der anderen Seite dienen. Tourismus ist inzwischen der wichtigste Wirtschafts- und Erwerbszweig des Nordseeküstenraumes (LOZÁN et al., 2003). Dafür verantwortlich ist die zunehmende Attraktivität der Küstengebiete für Erholungssuchende und die zunehmende Freizeit und Mobilität. Einerseits besteht die besondere Anziehungskraft der Küsten in einem (scheinbar) weitgehend unberührten Naturraum, eine Qualität, die nur durch Naturschutzmaßnahmen und somit Beschränkungen des Zugriffs durch den Menschen erreicht werden kann. Anderseits wird durch den zunehmenden Tourismus eine verbesserte Infrastruktur nachgefragt, welche wiederum nur durch Eingriffe in den Lebensraum Küste geschaffen werden kann, die dessen Naturnähe schmälern.

2.1.2 Beeinträchtigungen durch intensive Fischerei

35. Die Nordsee bietet Lebensraum für ca. 230 Fischarten; sie gehört zu den fischereiwirtschaftlich produktivsten Meeresgebieten der Welt. Die jährliche Fangmenge von ca. 2,5 Millionen Mg entspricht fast 4 % der Weltfischereifänge. Nur etwa 5 % der Arten werden gezielt kommerziell befischt. Diese Arten machen jedoch den überwiegenden Teil der gesamten Fisch-Biomasse aus. 95 % der Biomasse entfallen auf nur 2 % der Fischarten, wobei der weitaus größte Anteil der Fischerei aus eben diesen dominanten Arten schöpft (OSPAR, 2000a).

13 Fischarten werden in der Nordsee in besonderem Maße kommerziell befischt. Davon sind Sandaal (*Ammodytes lancea*), Hering (*Clupea harengus*) und Stintdorsch (*Trisopterus esmarki*) nach dem Fangvolumen die drei wichtigsten Arten, wobei nur der Hering zum eigentlichen Verzehr angelandet wird, während die anderen beiden Arten ausschließlich der Herstellung von Fischmehl und Fischöl dienen.

2.1.2.1 Überfischung der Zielfischbestände

36. Wie nahezu alle Meeresregionen der EG, ist seit 1960 auch die Nordsee zunehmend unter den Druck einer rasant wachsenden europäischen Fischereiflotte geraten. Aus der öffentlichen Diskussion ist inzwischen allgemein bekannt, dass viele der kommerziell befischten Bestände extrem übernutzt sind und in ihrer Größe stark abgenommen haben. Nach OSPAR werden derzeit etwa zwei Drittel der genutzten Fischbestände im Nordostatlantik nicht nachhaltig bewirtschaftet (OSPAR, 2000a). Dabei ist die Erhaltung eines konstanten Bestandsniveaus nicht nur ein ökologisches Erhaltungsziel, sondern zugleich Existenzbedingung der europäischen Fischereiwirtschaft.

Da das Problem der Überfischung schon seit einigen Jahrzehnten bekannt ist, wurden in Europa zur Bestandserhaltung Obergrenzen der erlaubten Gesamtfangmengen (Total Allowable Catches – TAC) festgesetzt (Tz. 254). Grundlage dieser TAC sind die wissenschaftlichen Empfehlungen des ICES. Für ein solches Management wurden bereits in den 1980er-Jahren biologische Grenzwerte festgesetzt. In diesem Zusammenhang wurde auch eine „sichere biologische Grenze“ determiniert, die damals auf einem Mindestwert für eine biologisch notwendige Elternbiomasse (Minimum Biologically Acceptable Level – MBAL) beruhte. Solange die Elternbiomasse oberhalb des MBAL lag, befand sich der Bestand innerhalb „sicherer biologischer Grenzen“. Erfahrungen aus den Bestandsentwicklungen der Bodenfischbestände zeigten aber, dass dieser Grenzwert für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände ungeeignet war, da erst Maßnahmen ergriffen werden konnten, nachdem der Bestand bereits den Grenzwert unterschritten und damit „sichere biologische Grenzen“ verlassen hatte. Inzwischen ist der Vorsorgeansatz (Precautionary Approach – PA) bei den Vorschlägen des ICES zur Bewirtschaftung der Fischbestände mit eingeflossen. Aus diesem Grunde wurde der MBAL durch vier neue Grenzwerte (siehe Kasten) ersetzt (HUBOLD, 2000).

ICES-Referenzwerte für ein Vorsorgemanagement

$\mathbf{B_{lim}}$ (Limitreferenzpunkt) stellt den Grenzwert für die Laicherbiomasse (Biomasse der laichreifen Individuen eines Bestandes) dar. Bei einer Größe der Laicherbiomasse über dem Grenzwert ist eine ausreichende Nachwuchsproduktion gewährleistet. Solange der Grenzwert (Limitreferenzpunkt) nicht unterschritten wird, kann davon ausgegangen werden, dass der Bestand nachhaltig auf hohem Niveau erhalten bleibt, da er sich immer wieder ausreichend reproduzieren kann. Wird $\mathbf{B_{lim}}$ unterschritten, spricht man oftmals auch von einem Zusammenbrechen des Bestandes. Dies führt zunächst zu einem kommerziellen Schaden, da eine starke Nutzung des Bestandes langfristig nicht mehr möglich ist.

$\mathbf{F_{lim}}$ ist der Grenzwert für die fischereiliche Sterblichkeit. Wird F_{lim} überschritten, sinkt der Bestand unter B_{lim} ab. (F: gibt die relative zahlenmäßige Entnahme aus dem Bestand an und bezieht sich meist auf den Zeitraum von einem Jahr).

Um zu verhindern, dass diese beiden Werte aufgrund unsicherer Datenlage oder durch nicht vorhersehbare Umweltschwankungen unter- beziehungsweise überschritten werden, wurde zusätzlich ein Puffer in Form der beiden Grenzwerte B_{pa} und F_{pa} festgelegt.

$\mathbf{B_{pa}}$ (Vorsorgereferenzpunkt) ist ein Grenzwert für die Laicherbiomasse, bei dessen Unterschreitung die Wahrscheinlichkeit besteht, dass B_{lim} erreicht werden könnte.

$\mathbf{F_{pa}}$ ist ein Grenzwert für die fischereiliche Sterblichkeit, bei dessen Überschreitung die Wahrscheinlichkeit besteht, dass B_{lim} erreicht werden könnte.

Nur solange die Laicherbiomasse oberhalb B_{pa} liegt, bewegt sich der Bestand innerhalb „sicherer biologischer Grenzen“. Analog dazu bedeutet eine Überschreitung von F_{pa}, dass der Bestand außerhalb „sicherer biologischer Grenzen“ bewirtschaftet wird. Die „sichere biologische Grenze“ ist in diesem Zusammenhang nicht zu verstehen als eine Grenze, an der die Existenz dieser Art gefährdet ist (siehe auch Tz. 38), sondern außerhalb „sicherer biologischer Grenzen“ ist eine nachhaltige Bewirtschaftung des Bestandes auf einem möglichst hohen Niveau nicht mehr gewährleistet. Es handelt sich in diesem Fall um einen anhand fischereibiologischer Daten festgelegten Grenzwert, der der Erreichung eines ökonomischen Zieles, in diesem Fall einem langfristig hohen Ertrag, dient.

Wenn entweder B_{pa} unterschritten oder F_{pa} überschritten wird, sollte nach den Vorgaben des ICES ein Managementplan zur Erhöhung der Laicherbiomasse beziehungsweise Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit in Kraft treten.

37. Wie der Tabelle 2-1 zu entnehmen ist, liegen die Bestandsgrößen für die Hälfte der zehn wichtigsten Nutzfischarten der Nordsee in der Bewertung des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES, 2002a) außerhalb „sicherer biologischer Grenzen“.

Tabelle 2-1

Anlandungen (im Jahr 2001), abgeschätzte Laicherbiomasse (für 2001) und Einschätzung des ICES über die Gefährdung des Bestandes der wichtigsten Nordsee-Nutzfischarten

Fischart	Anlandungen (in 1 000 Mg)	Laicherbiomasse (in 1 000 Mg)	Bestand außerhalb „sicherer biologischer Grenzen“
Sandaal	858	619	
Hering	372	1 400	
Makrele	312	–	(X)
Sprotte	170	–	
Schellfisch	167	211	
Köhler	98	247	
Scholle	82	230	X
Kabeljau	50	30	XX
Wittling	46	209	XX
Seezunge	20	32	X

X = Bestandsgröße liegt unterhalb Vorsorgereferenzpunkt (B_{pa})

XX = Bestandsgröße liegt unterhalb Limitreferenzpunkt (B_{lim})

(X) nach Aussage des ICES liegt der Makrelenbestand zwar oberhalb $B_{pa,}$ wird aber derzeit nicht nachhaltig bewirtschaftet

SRU/SG 2004/Tabelle 2-1; Datenquelle: ICES, 2002a

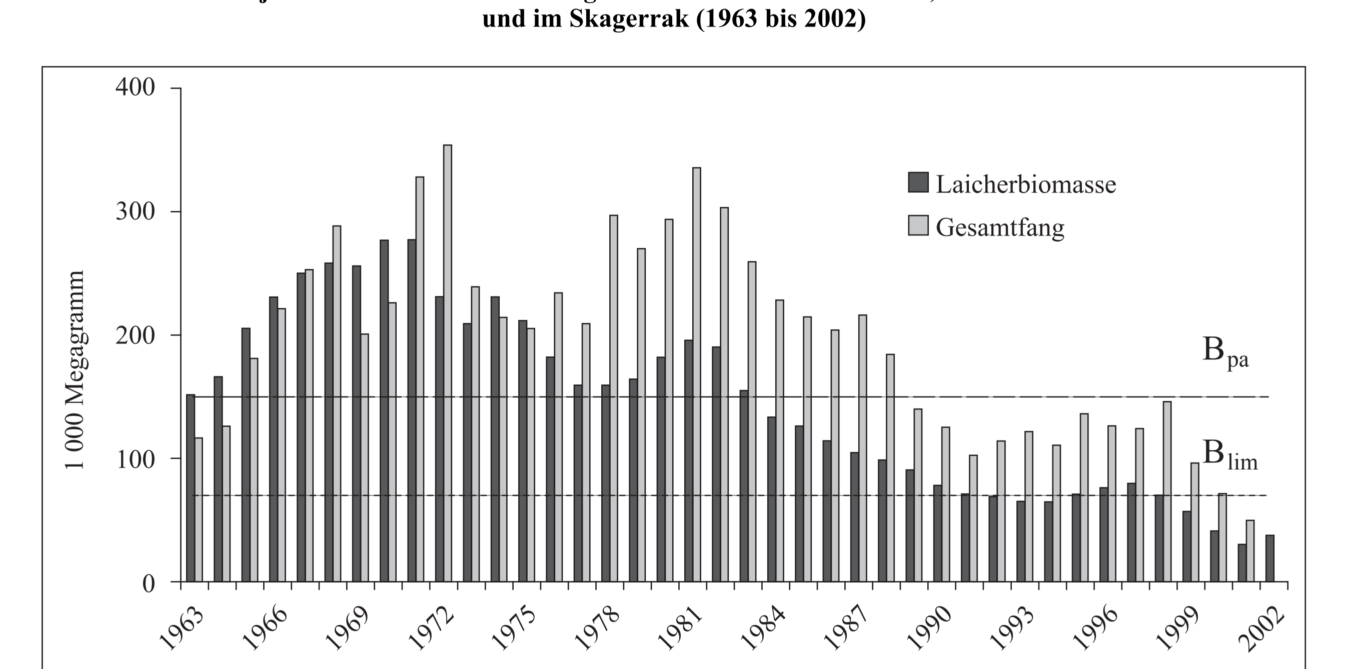
Besonders kritisch ist die Situation für den Kabeljau (Dorsch, *Gadus morhua*). Die Biomasse der laichreifen Tiere liegt seit 1989 unter der nach dem Vorsorgeansatz definierten „sicheren biologischen Grenze“ und ist inzwischen sogar unter den Limitreferenzpunkt B_{lim} abgesunken, ab dem es nicht mehr gewährleistet ist, dass sich der Bestand wieder vollständig erholen kann (Abbildung 2-2). Die dramatischen Bestandsrückgänge haben den ICES inzwischen dazu veranlasst, eine vollständige Schließung der Kabeljaufischerei, einschließlich des Fangs auf andere Arten, bei denen der Kabeljau in größeren Mengen als Beifang mit angelandet wird, zu empfehlen (ICES, 2002a).

Auch andere Arten, wie Wittling *(Merlangius merlangus*), Seezunge (*Solea solea*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*) sind so stark befischt worden, dass ihre kalkulierte Laicherbiomasse bereits unterhalb der ermittelten Vorsorgereferenzwerte gefallen ist (ICES, 2001, 2002a). Bei der Scholle ist die fischereiliche Sterblichkeit – bei gleichzeitiger Abnahme der Biomasse – bis 1990 stetig angestiegen, was sich soweit zuspitzte, dass der Bestand unter die B_{lim}-Grenze absank (Abbildung 2-3). In den letzten Jahren kam es zu einer leichten Bestandserholung, wobei der B_{pa}-Wert bisher nicht erreicht wurde.

38. Für die oben genannten kommerziell gefangenen Fischarten ist zu erwarten, dass die Bestände bei anhaltendem Fischereidruck weiter abnehmen und eine wirtschaftliche Nutzung dieser natürlichen Ressourcen bald nicht mehr lukrativ ist. Eine Bedrohung der betroffenen Arten ist aber auch bei Überfischung der Bestände unterhalb der Vorsorgereferenzmengen derzeit nicht zu befürchten, da angesichts der hohen Reproduktionsraten der Fische noch genügend Individuen vorhanden sind, um die genetische Vielfalt und das biologische Überleben der Art zu gewährleisten (Fachgespräch mit der Bundesforschungsanstalt für Fischerei am 24. Februar 2003). Außerdem wird erwartet, dass über den offenen Zugang der Nordsee zum Nordatlantik ein Nachschub für die Bestände aufgrund des Wanderungsverhaltens und der Verdriftung pelagischer Fischeier gegeben ist. Ungewiss bleibt dagegen, wie schnell sich die Bestände wieder erholen würden, wenn die Befischung eingestellt würde. Bestehende Erfahrungen mit Fischbeständen vor der Küste Labradors und Neufundlands zeigen, dass die Reversibilität einer Dezimierung sehr begrenzt sein kann. Dort sind die Dorschbestände bereits Anfang der 1990er-Jahre komplett zusammengebrochen und haben sich seit dem, trotz einer fast vollständigen Schließung der Fischerei, nicht wieder erholt (HUTCHINGS und MYERS,

Abbildung 2-2

Kabeljaufischerei und Entwicklung der Biomasse in der Nordsee, im östlichen Kanal und im Skagerrak (1963 bis 2002)

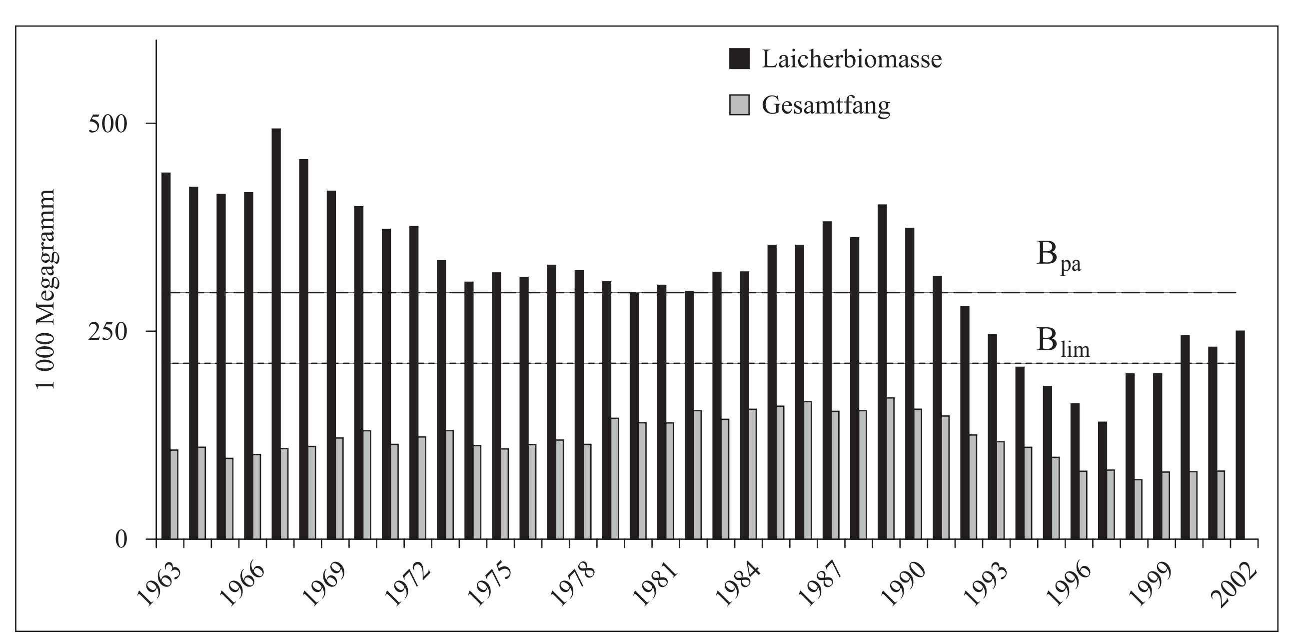


B_{pa} = Vorsorgereferenzpunkt, B_{lim} = Limitreferenzpunkt

SRU/SG 2004/Abbildung 2-2; Datenquelle: ICES, 2002a

Abbildung 2-3

Schollenfischerei und Entwicklung der Biomasse in der Nordsee (1963 bis 2002)



B_{pa} = Vorsorgereferenzpunkt, B_{lim} = Limitreferenzpunkt

SRU/SG 2004/Abbildung 2-3; Datenquelle: ICES, 2002a

1994; RICE, 2002). Ein direkter Vergleich mit dem Nordsee-Kabeljau ist in diesem Fall aber sehr schwierig, da die Bestände vor Neufundland und Labrador aufgrund der deutlich niedrigeren Temperaturen eine erheblich geringere Wachstumsrate aufweisen und somit später laichreif werden (Fachgespräch mit der Bundesforschungsanstalt für Fischerei am 24. Februar 2003). Die Erfahrungen, die man mit dem Niedergang des Nordseeherings in den späten 1970er-Jahren gemacht hat, dessen Bestand sich nach vierjähriger Schließung der gezielten Fischerei wieder erholen konnte, können ebenfalls nur bedingt auf den Kabeljau übertragen werden, da es sich hier um eine ganz andere Fischart mit anderen Nahrungs- und Reproduktionsansprüchen handelt. Außerdem gibt es bisher keine Untersuchungen dazu, inwieweit die Abnahme der Nutzfischarten im Ökosystem Nordsee bereits zu Verschiebungen zwischen konkurrierenden oder auch voneinander abhängigen Arten geführt hat, die einer Bestandserholung gewissermaßen den Raum genommen haben. Der ICES geht nicht davon aus, dass, selbst wenn alle Maßnahmen zum Schutz des Bestandes umgehend erfolgen, sich der Nordsee-Kabeljau in kurzer Zeit wieder erholt (ICES, 2003a).

39. Noch bedrohlicher als bei den oben angesprochenen marinen Nutzfischarten ist die Situation der anadromen (zum Laichen ins Süßwasser wandernden) und katadromen (zum Laichen ins Meer wandernden) Fischarten (zum Beispiel Lachs (*Salmo salar*), Stör (*Acipenser sturio*) und Aal (*Anguilla anguilla*)) und der so genannten K-Strategen (Art mit gutem Konkurrenzvermögen, oft sehr spezieller Anpassung, hoher Lebenserwartung, jedoch geringer Fortpflanzungsrate) unter den Meeresfischen (insbesondere Haie und Rochen), deren Vorkommen im Nordseeraum bereits zum Teil massiv bedroht ist. Der Stör und der Lachs sind schon vor Jahren fast vollständig aus der Nordsee verschwunden, der Dornhaibestand gilt als akut bedroht, und inzwischen hat sich auch die Situation des Europäischen Aales zunehmend verschlechtert (WALKER, 2003; ICES, 2002a). In einigen Gebieten wurde die Aalfischerei bereits eingestellt, und die Art wird auf den Roten Listen als gefährdet aufgeführt. Ursache dafür ist zum einen der extrem hohe Fischereidruck, wo bereits die Larve bei ihrer Ankunft aus der Sargasso-See in europäischen Gewässern gefangen wird (LOZÁN et al., 1996a). Zum anderen haben aber auch Baumaßnahmen in den Fließgewässern zu starken Beeinträchtigungen der Wanderwege wie auch der Lebensräume geführt. Ein weiterer Faktor ist die Schadstoffbelastung, die für den Aal auf seiner langen Wanderung ins Laichgebiet, bei der er keinerlei Nahrung aufnimmt, besonders kritisch ist. Außerdem wurde eine auffällig starke Parasitierung bei laichreifen Tieren beobachtet, was ebenfalls negative Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg hat. Vom ICES wird seit 1998 darauf hingewiesen, dass der gesamte europäische Bestand außerhalb „sicherer biologischer Grenzen“ liegt und umgehend Maßnahmen zum Schutz des Europäischen Aales ergriffen werden müssen, damit diese Art nicht ausstirbt. Dafür notwendig ist ein internationales Management-Programm, in dem die vom Menschen verursachte Sterblichkeit möglichst vollständig reduziert wird und Maßnahmen zur Renaturierung der Wander- und Lebensräume ergriffen werden (ICES, 2002a).

40. Eine weitere Ursache für die Abnahme der Fischbestände wie auch für die mangelnde Einhaltung der Fangquoten sind indessen nicht nur die weit übermäßigen Fangkapazitäten, sondern auch die hohen Beifänge (nicht gezielt gefangene Tiere beim Fischen) von Jungfischen. Die mitgefangenen zu kleinen Nutzfische werden entweder industriell verwertet oder als so genannter Discard (= Rückwurf: nicht verwendete Tiere oder Tierteile, die bei der Fischerei anfallen und ins Meer zurückgeworfen werden, Tz. 42) wieder über Bord geworfen, wobei nur ein sehr geringer Anteil überlebt. Vor allem bei der Industriefischerei, die einen Anteil von 50 % am gesamten Fischereivolumen in der Nordsee hat und die primär für die Produktion von Fischfutter für die Aquakultur betrieben wird, werden aufgrund der verwendeten engmaschigen Netze nicht selten große Mengen sehr junger Tiere erfasst, die somit dem Bestand noch vor der Reproduktion verloren gehen.

41. Ein Effekt des starken Fischereidrucks auf den Zielfischbestand, der schon in den 1960er-Jahren beschrieben wurde, ist die Reduzierung der mittleren Länge der gefangenen Tiere (BEVERTON und HOLT, 1957). Da die meisten Fische bereits vor oder direkt nach dem ersten Ablaichen weggefangen werden, gibt es nur noch sehr wenige Tiere, die wiederholt zum Laichen kommen und eine gewisse Größe erreichen. Größere Weibchen werden somit immer seltener. Diese haben aber gegenüber den Erstlaichern den Vorteil einer höheren Fruchtbarkeit. Sie produzieren größere Eier und Larven, und sie vererben häufiger für die Fischgesundheit positive Eigenschaften, da langes Überleben ein Indiz für höhere Fitness ist (FROESE und PAULY, 2003). Eine natürliche Altersstruktur ist somit eine wichtige Grundlage für einen gesunden Fischbestand. Bei der derzeitigen Fischereipraxis ist dieser für die stark genutzten Fischbestände nicht mehr gegeben.

2.1.2.2 Schädliche Auswirkungen auf Nicht-Zielarten

42. Neben den Zielarten und dem Beifang von Arten, die ebenfalls angelandet und vermarktet werden, beinhaltet jeder Fang noch beträchtliche Mengen nicht verwertbarer Meeresorganismen, die wegen mangelnder Nachfrage oder zu geringem Marktwert wieder über Bord geworfen werden. Die Menge des „Discard“ kann sogar erheblich höher sein als die der angelandeten Fische. In der Baumkurrenfischerei auf Seezungen zum Beispiel kommen auf 1 kg Fisch ca. 9 kg „Discard“, meist bestehend aus kleineren Schollen und Klieschen (*Limanda limanda*) sowie – zu etwa 60 % des gesamten Fanges – aus Wirbellosen (Wellhornschnecken, Einsiedlerkrebse, Schlangensterne etc.) (LOZÁN, 2003). Die zurückgeworfenen Fische sind zumeist so stark verletzt, dass sie fast zu 100 % sterben. Insgesamt wird der Discardanteil in der Nordseefischerei auf 20 % bis 30 % geschätzt (WEBER, 1995).

Die zurückgeworfenen Organismen stellen inzwischen für viele benthische Organismen und Seevögel eine wichtige Nahrungsgrundlage dar (VAUK und PRÜTER, 1990; GROENEWOLD und BERGMAN, 2003). Als Konsequenz daraus kam es bereits mit Beginn der 1960er-Jahre zu massiven Verschiebungen in den Seevogelpopulationen. Arten wie zum Beispiel die Silbermöwe (*Larus argentatus*) und Heringsmöwe (*Larus fuscus*) konnten von der neuen Nahrungsgrundlage profitieren, und die Bestände wuchsen infolgedessen exponentiell an. Ähnliches gilt auch für die so genannten „Opportunisten" unter den Benthosbewohnern, die ebenfalls von dieser neuen Nahrungsgrundlage profitieren. Sehr wahrscheinlich ist somit, dass die Fischerei für langfristige Veränderungen der Seevögelbestände und auch der Bodentiergemeinschaften verantwortlich ist.

43. Von der Fischerei werden ferner gravierende Schäden in Lebensräumen und an Organismen hervorgerufen, die von den Scheuchketten der Baumkurren oder den Scherbrettern der Grundschleppnetze am Meeresboden verursacht werden (GROENEWOLD und BERGMAN, 2003). Die Scheuchketten dringen bis zu einigen Zentimetern in den Boden ein, um zum Beispiel Seezungen aufzuscheuchen, und durchpflügen dabei das Sediment. Vor allem die sessilen Bodenbewohner werden davon stark in Mitleidenschaft gezogen. Viele Gebiete in der südlichen Nordsee werden drei- bis fünfmal im Jahr von solchen Baumkurren durchpflügt mit der Folge, dass sensible Organismen wie Islandmuschel, Herzigel, Hummer und Haie verschwinden, während andere robuste Arten und „Opportunisten" (z. B. Seesterne, Einsiedlerkrebse und Schwimmkrabben) zunehmen (zu Auswirkungen der Fischerei siehe auch SRU, 2002a, Tz. 744 ff.).

44. Weitere mittelbare Auswirkungen werden den Eingriffen in die Nahrungsketten zugeschrieben, die die intensive Befischung mit sich bringt. Darauf zurückzuführende Beeinträchtigungen der Ökosysteme sind aber bisher nur sehr vereinzelt nachgewiesen worden (Fachgespräch mit der Bundesforschungsanstalt für Fischerei am 24. Februar 2003). So zeigte sich in den 1980er-Jahren ein deutlicher Einbruch im Bruterfolg von Seevögeln auf den Shetland-Inseln, nachdem dort die küstennahen Sandaal-Bestände als wesentliche Nahrungsgrundlage unter anderem durch den Fischereidruck stark zurückgegangen waren (ICES, 2003a). Ein weiteres Beispiel für die Veränderung von Nahrungsnetzen ist die Zunahme der Hummer- und Shrimps-Bestände vor Norwegen im Zusammenhang mit der Abnahme des Dorsches als deren Hauptpredator. Insgesamt ist eine intensivere Erforschung der über die Nahrungskette vermittelten Auswirkungen der Fischerei auf die Ökosysteme geboten.

2.1.2.3 Zusammenfassung

45. Die Fischerei ist für einen erheblichen Nutzungsdruck auf das Ökosystem Nordsee verantwortlich. Schon seit Jahren werden die meisten Zielfischbestände nicht nachhaltig bewirtschaftet, wodurch viele Bestände soweit dezimiert wurden, dass sie inzwischen außerhalb „sicherer biologischer Grenzen" liegen. Besonders betroffen sind davon in jüngerer Zeit der Kabeljau und der Aal. Neben dem Rückgang der Populationsgröße der Nutzfischarten ist auch eine Verjüngung der Bestände zu beobachten und es gibt Anhaltspunkte für Veränderungen im Nahrungsnetz.

Aber auch Nicht-Zielarten werden direkt durch die Fischereiaktivität beeinträchtigt. Immer noch werden große Mengen ökonomisch nicht verwertbarer Organismen mitgefangen und als „Discard" wieder über Bord geworfen. Der Hauptanteil der zurückgeworfenen Rundfische, aber auch viele andere Wirbeltiere werden durch den Fangvorgang so stark beschädigt, dass sie anschließend verenden und dann Seevögeln und/oder so genannten Opportunisten unter den Benthalbewohnern als neue Nahrungsgrundlage dienen. Zusätzlich wird die Bodenfauna durch den Einsatz von Grundschleppnetzen – insbesondere durch die Baumkurrenfischerei – geschädigt, was in fischereilich stark genutzten Gebieten zum Rückgang oder im Extremfall zur Verdrängung sensibler Arten geführt hat.

2.1.3 Belastungen durch Schadstoffe

46. Über den Luft- und den Wasserpfad gelangen zahlreiche Schadstoffe in die Meere. Die Aufnahmekapazität der Meere für Schadstoffe ist jedoch trotz der enormen Größe des Wasserkörpers, der einen hohen Verdünnungseffekt gewährleistet, begrenzt. Dies trifft in besonderem Maße auf flache Randmeere wie die Nordsee zu.

Auf die steigende Konzentration von Schadstoffen in der Nordsee wurde man bereits in den 1960er und 1970er-Jahren aufmerksam. Der Rückgang von Seevogelpopulationen in der südlichen Nordsee wurde mit hohen Konzentrationen von Bioziden im Körper der Vögel in Verbindung gebracht (BECKER und BRUHN, 2003). Auf eine bedenkliche Belastung der küstennahen Bereiche der Nordsee mit Chlorkohlenwasserstoffen (vor allem PCB) und Schwermetallen hat der Umweltrat im Jahr 1980 hingewiesen (SRU, 1980). Schon damals wurde das besondere Gefährdungspotenzial dieser Stoffe aufgrund ihrer Anreicherung in Organismen betont und ein ursächlicher Zusammenhang mit dem gehäuften Auftreten von Fischkrankheiten vermutet. LOZÁN et al. (1990) sprechen zehn Jahre später von einer Verschlechterung des Zustands der Nordsee im Vergleich zu der vom Umweltrat 1980 beschriebenen Situation. Begründet wurde diese Einschätzung damit, dass zwischenzeitlich auch für die küstenfernen Regionen eine Schädigung durch Schadstoffe festgestellt worden sei.

Im Folgenden wird anhand aktueller Daten die Belastung der Nordsee mit Schwermetallen und Arsen (Abschnitt 2.1.3.1), mit organischen Verbindungen (Abschnitt 2.1.3.2), mit mineralölbürtigen Stoffen, die über Öleinleitungen in die Meeresumwelt gelangen (Abschnitt 2.1.3.3) und mit radioaktiven Substanzen (Abschnitt 2.1.3.4) beschrieben. Wesentliche Kriterien für die Bewertung der eingetragenen Stoffe sind dabei ihre Toxizität, Persistenz und Akkumulation in Organismen.

Eintragspfade, Verteilung in den Umweltkompartimenten und Vergleich mit Hintergrundwerten (BRC) und mit ökotoxikologischen Bewertungskriterien (EAC)

47. Schadstoffe gelangen über die Luft und über den Wasserpfad ins Meer. Der Eintrag von Schadstoffen aus der Luft beruht auf der Deposition der luftgetragenen Stoffe über Regen (nasse Deposition) oder über Sedimentation (trockene Deposition) auf die Meeresoberfläche. Besonders hohe atmosphärische Depositionen finden sich im Süden der Nordsee aufgrund der Nähe zu Industriezentren (OSPAR, 2000b, S. 53). Allerdings sind die Quellen atmosphärischer Depositionen oft schwer zu bestimmen, weil die Schadstoffe – je nach Flüchtigkeit und Stabilität – weit transportiert werden können, sodass zum Beispiel die Herkunft einiger in die Nordsee eingetragener organischer Schadstoffe weit außerhalb Europas liegen kann. Die Angaben zu den atmosphärischen Depositionen werden hauptsächlich aus Konzentrationsmessungen an einzelnen Küstenstationen in Kombination mit Ausbreitungsmodellen hochgerechnet (OSPAR, 2000b, S. 54).

48. Zu den Einträgen über den Wasserpfad zählen die Direkteinleitungen ins Meer (Kläranlageneinlauf und Industrieabwassereinlauf von der Küste, Einleitungen aus Offshore-Einrichtungen, aus Schiffen und aus der Marikultur) und die Einträge über die Flüsse. Letztere sammeln sowohl die atmosphärischen Schadstoffdepositionen auf die Oberfläche des gesamten Einzugsgebietes des Meeres als auch die Schadstoffe aus Einleitungen von Kläranlagen, der Industrie, der Landwirtschaft usw. Die Flusseinträge werden aus den Konzentrationen im Flusswasser und den Abflüssen ins Meer ermittelt. Damit sind die Schadstoffeinträge direkt von der wechselnden Wasserführung des jeweiligen Flusses abhängig. Zusätzlich kann eine hohe Wasserführung höhere Schadstoffeinträge aus Abschwemmungen ergeben (OSPAR, 2000b, S. 54).

49. Die ins Meer eingetragenen anorganischen und organischen Schadstoffe liegen in gelöster Form oder an Partikel gebunden vor. Die Verteilung des jeweiligen Stoffes zwischen gelöster und gebundener Phase hängt von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Stoffes ab. Die gelösten Anteile folgen den Bewegungen der Wassermassen (Tz. 30), die gebundenen Anteile sedimentieren rasch beziehungsweise verbleiben in Gebieten, in denen die Sedimentation begünstigt wird, zum Beispiel in Ästuaren, im Wattenmeer, in den tiefsten Stellen des Kattegat-Skagerrak und in der Norwegischen Rinne (OSPAR, 2000b, S. 53). Lipophile – also schlecht wasserlösliche – Verbindungen werden sehr stark an suspendierte Partikel und an Sediment gebunden und verteilen sich somit eher in der Sediment- als in der Wasserphase. Weil die meisten organischen Verbindungen lipophil sind, hat das Sediment für die Bewertung der Belastung der Meere durch organische Schadstoffe eine hohe Bedeutung. Die Bestimmung der Konzentrationen schlecht wasserlöslicher Schadstoffe im Meerwasser ist dagegen oft schwierig, da die Konzentrationen häufig in der Nähe oder unterhalb der Nachweisgrenze für die einzelnen Stoffe liegen.

Die Konzentrationen im Sediment hängen nicht nur von den eingetragenen Schadstoffmengen und von der Affinität des Schadstoffs zum Sediment beziehungsweise umgekehrt von seiner Wasserlöslichkeit ab. Auch das Sediment selbst kann chemisch und biologisch sehr aktiv sein; ebenso kann die Hydrochemie der untersten Wasserschicht die Sedimentation beeinflussen. Aus diesen Gründen sind abnehmende oder zunehmende Konzentrationen im Sediment nicht ohne weiteres als Hinweise auf abnehmende oder zunehmende Schadstoffeinträge zu werten. Außerdem kann aus Sedimenten, in denen Schadstoffe gebunden sind, unter veränderten Bedingungen eine Schadstoffquelle werden (OSPAR, 2000b, S. 53).

50. Persistente und lipophile Verbindungen reichern sich darüber hinaus in Meeresorganismen an (Bioakkumulation). Über den Verzehr belasteter Nahrung akkumulieren diese Verbindungen in der Nahrungskette, sodass insbesondere in den am Ende der Nahrungskette stehenden Organismen (Vögel, Meeressäuger und der Mensch) toxische Schadstoffkonzentrationen erreicht werden können. Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass der Verzehr von Meeresfrüchten eine Hauptquelle für die Belastung des menschlichen Organismus mit Schadstoffen, insbesondere mit Schwermetallen, ist (DOUGHERTY et al., 2000).

51. Als Vergleichswerte für die Beurteilung der Belastungssituation hat die OSPAR-Kommission Hintergrund- beziehungsweise Referenzkonzentrationen (background/reference concentration – BRC) und ökotoxikologische Bewertungskriterien (ecotoxicological assessment criteria – EAC) entwickelt, mit denen die im Meerwasser, in Sedimenten und in Biota der Nordsee gemessenen Schadstoffkonzentrationen verglichen werden (OSPAR, 2000b, S. 55 ff.). Während eine Reduktion der Schadstoffbelastung auf das Maß der natürlichen Hintergrundwerte BRC ein mittelfristiges Ziel darstellt (Abschnitt 3.2.1.1 zum international vereinbarten Generationenziel), dienen die EAC der raschen Identifizierung möglicher Problemfelder. Sie stellen ein Maß für die Schadstoffkonzentration im Meerwasser, im Sediment oder in Biota dar, unterhalb derer mit schädlichen Wirkungen für die Umwelt oder für Biota nach heutigem Wissensstand nicht gerechnet werden kann. Allerdings werden von den EAC bestimmte Langzeiteffekte, wie Karzinogenität, Mutagenität oder Schädigungen des endokrinen Systems, nicht erfasst. In vielen Fällen wird anstelle eines EAC-Wertes ein Konzentrationsbereich angegeben, also ein oberer und ein unterer EAC-Wert (OSPAR, 2000b, S. 55 ff.).

2.1.3.1 Schwermetalle und Arsen

2.1.3.1.1 Schwermetalle

52. Als natürliche Bestandteile der Erdkruste kommen Schwermetalle in Spuren überall in der Umwelt vor. Schwermetalle zählen zu den prioritären aquatischen Problemstoffen (BRÜGMANN, 1996), da

– ein großer Teil der durch technogene und natürliche Prozesse freigesetzten Metalle die Gewässer erreicht,

- ihre Verbindungen potenziell Gifte mit akut- oder chronisch-toxischer Wirkung sein können,
- eine Detoxifizierung durch Abbau wie bei organischen Schadstoffen oder durch Zerfall wie bei radioaktiven Elementen nicht stattfindet,
- neben akuten Schädigungen aquatischer Ökosysteme eine Anreicherung über die Nahrungskette bis zum Menschen stattfinden kann,
- sie auch nach Ablagerung am Meeresboden remobilisierbar bleiben.

Damit weisen Schwermetalle und ihre Verbindungen persistente, bioakkumulierende und toxische Eigenschaften auf. Von Bedeutung für die Belastung der Nordsee sind die hochtoxischen Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber. Weiterhin relevant ist Kupfer, das zwar in geringen Konzentrationen ein essenzielles Spurenelement ist, aber in höheren Konzentrationen den Organismus schädigt.

Belastungslage

53. Die Konzentration von Blei im Nordseewasser hat zwischen 1982 und 1990 um 38 % abgenommen, die von Cadmium im selben Zeitraum um 50 %. Zur Entwicklung der Quecksilber- und Kupfergehalte im Nordseewasser liegen keine Informationen vor (Tabelle 2-2). Auch die Konzentrationen von Blei, Cadmium, Quecksilber und Kupfer in Sedimenten der Nordsee sind in den 1980er und 1990er-Jahren zurückgegangen (Tabelle 2-3). Dennoch werden vor allem in den Ästuaren der großen Flüsse, in der Deutschen Bucht und in einigen Küstengewässern der Nordsee regelmäßig Konzentrationen gemessen, die weit über den Referenzwerten für natürliche Hintergrundkonzentrationen liegen. Darüber hinaus werden an zahlreichen dieser „Hot-Spots“ die ökotoxikologischen Bewertungskriterien (EAC-Werte) überschritten. Dies gilt insbesondere für die Konzentrationen der Schwermetalle im Sediment (Tabelle 2-2 und 2-3) (OSPAR, 2000b, S. 57–66).

Tabelle 2-2

Belastungen des Nordseewassers mit Schwermetallen

Schwermetall	Entwicklung der Konzentrationen im Wasser	Gebiete mit Überschreitungen des BRC oder EAC im Wasser	Überschreitungsfaktor
Blei	Rückgang um 38 % in der gesamten Nordsee (1982/85–1986/90)	Südosten der englischen Küste und Kanal	BRC: 1
	Abnahme: Skagerrak, holländische Küste, Themse-Ästuar und Dogger-Bank	Nordosten vor der englischen Küste und Forth-Ästuar	BRC: 2
		Schelde-Ästuar: in der Nähe der Mündung	BRC: 2,5
		Schelde-Ästuar: flussaufwärts	BRC: 10
Cadmium	Abnahme um 50 % in der gesamten Nordsee (1982–1990)	Einige Ästuare	BRC: 2–10
	Abnahme: v. a. Southern Bight, holländische Küstenzone, Themse-Ästuar und Dogger-Bank-Gebiet	Schelde-Ästuar	EAC: >1
Quecksilber	keine Informationen	Ästuare und Küstengebiete	BRC: 2–10
Kupfer	keine Informationen	Südosten der englischen Küste	BRC: >1
		Tay-Ästuar	BRC: 2–5
		Forth-Ästuar	BRC: 3–7
		Schelde-Ästuar	BRC: 2–4

SRU/SG 2004/Tabelle 2-2; Datenquelle: OSPAR, 2000b

Tabelle 2-3

Belastungen der Nordseesedimente mit Schwermetallen

Schwermetall	Entwicklung der Konzentrationen in Sedimenten	Gebiete mit Überschreitungen des BRC oder EAC in Sedimenten	Überschreitungsfaktor
Blei	Rückgang um 53 % an der holländischen Küste nördlich der Rheinmündung (1981–1996) kein signifikanter Rückgang außerhalb der Rheinfahne Rückgang um 25 % an der belgischen Küste (1990–1995) Rückgang im Wattenmeer um 10 % (1988–1993)	belgische Küste (u. a. ehemalige Baggergutverklappungsstelle) Schelde-Ästuar	EAC: > 1 EAC: 1,4–24
Cadmium	Rückgang um 71 bzw. 45 % nördlich bzw. südlich der Mündung von Rhein und Maas (1981–1996) Kein Rückgang 20–70 km von der Küste entfernt im offenen Meer Rückgang um den Faktor 3 im Schelde-Ästuar (1990–1995) Rückgang um 10–40 % im Wattenmeer (1988–1993)	in der Nähe der Rheinmündung, holländisches Wattenmeer, Schelde-Ästuar	EAC: > 1
Quecksilber	Rückgang in der inneren Deutschen Bucht (ehemaliges Klärschlammverklappungsgebiet) Rückgang pro Jahr um 5 % an der belgischen Küste (ehemalige Verklappungsgebiete, 1979–1995) keine Abnahmen an anderen Küstenstationen und im Schelde-Ästuar	Küsten- und Offshoresedimente kontaminierte Ästuare Ästuare von Schelde, Elbe und Forth, in Baggergutverklappungsgebieten	BRC: 1–7 BRC: 10–50 EAC: > 1
Kupfer	Rückgang um 40 bzw. 30 % nördlich bzw. südlich der Mündung von Rhein und Maas (1981–1996) Rückgang um 35 % im Offshorebereich der holländischen Küste (1981–1996) Rückgang um 65 % an der belgischen Küste, u. a. Einbringungsgebiete von Baggergut (1990–1996) Rückgang um 20 % im Wattenmeer (1988–1993)	belgische Küste (Baggergutverklappungsstelle)	EAC: > 1

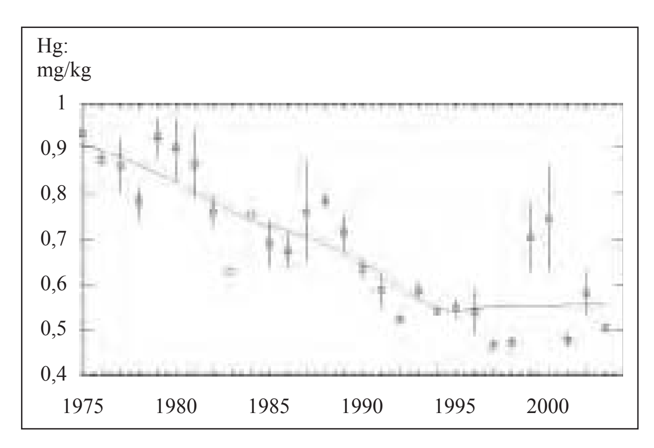
SRU/SG 2004/Tabelle 2-3; Datenquelle: OSPAR, 2000b

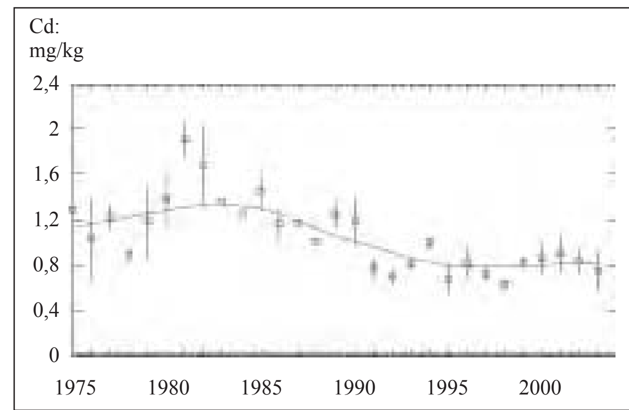
54. Nach ALBRECHT und SCHMOLKE (2003) ist aufgrund der breiten Streuung der Messwerte im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht die Ableitung eines zeitlichen Trends für die Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Meerwasser schwierig. Allenfalls für Quecksilber und Kupfer kann ein Trend in Richtung zu niedrigeren Werten aufgezeigt werden. Die an einer Station in der Deutschen Bucht gemessene zeitliche Entwicklung der Blei-, Cadmium-, Quecksilber- und Kupferkonzentrationen zwischen 1990 und 2002 (für Quecksilber zwischen 1995 und 2002) zeigen weder einen abnehmenden noch einen zunehmenden Trend (BSH, 2003a, S. 48 ff.). Möglicherweise nimmt mit den zurückgegangenen Einleitungen der Schwermetalle in das Meerwasser die relative Bedeutung der Remobilisierung von diesen Stoffen aus dem Sediment zu (ALBRECHT und SCHMOLKE, 2003).

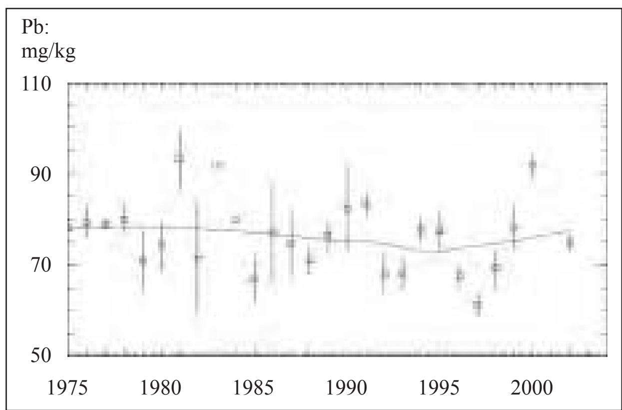
55. Da sich Schwermetalle im Sediment anreichern, wurden in den Sedimenten der Watten und der inneren Deutschen Bucht teilweise stark erhöhte Schwermetallwerte festgestellt. Die im Vergleich zu den Hintergrundwerten ermittelten Anreicherungsfaktoren betragen dort für Blei 2, für Cadmium 3–5 und für Quecksilber 10–20, die Kupferkonzentrationen lagen im Bereich der Hintergrundwerte (BLMP, 2002). Insgesamt aber haben die Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten der Deutschen Bucht für Quecksilber, Cadmium und Kupfer in den meisten Gebieten abgenommen. Für Blei ist dieser Trend nicht zu erkennen. Zu den Gebieten mit stagnierenden beziehungsweise zunehmenden Schwermetallkonzentrationen in Sedimenten gehört der Ostteil des Schlickgebietes südöstlich von Helgoland. In dieses Gebiet wurde bis 1980 der Klärschlamm von Hamburg verbracht. Abbildung 2-4 zeigt die Entwicklung der Quecksilber-, Cadmium-, Blei- und Kupfergehalte in der Feinkornfraktion von Sedimenten aus diesem Gebiet. Die Grafiken zeigen deutlich, dass nach einer mehr oder weniger ausgeprägten Abnahme der Konzentrationen bis ungefähr 1990 eine Stagnation der Werte, im Fall von Blei sogar eine Zunahme erfolgt. Ursache für den Anstieg der Bleikonzentration ist möglicherweise eine Remobilisierung des Schwermetalls aus unteren Sedimentschichten (Pers. Mitt. des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) vom 15. Oktober 2003).

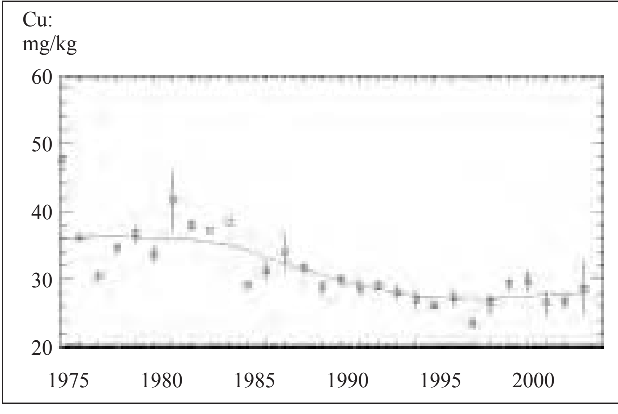
Abbildung 2-4

Entwicklung der Quecksilber(Hg)-, Cadmium(Cd)-, Blei(Pb)- und Kupfer(Cu)gehalte in der Feinkornfraktion von Sedimenten der inneren Deutschen Bucht (Ostteil des Schlickgebietes südöstlich von Helgoland)









Es handelt sich in allen Fällen um die Jahresmittelwerte mit Standardfehler.

Quelle: BSH, schriftliche Mitteilung vom 15. Oktober 2003

56. Hinsichtlich der Konzentrationen von Cadmium, Blei, Quecksilber und Kupfer in Biota ist in den meisten Messreihen kein eindeutiger Trend und damit auch keine Abnahme zu erkennen (Tabelle 2-4). Nur einige wenige Messreihen zeigen abnehmende Konzentrationen in Muscheln oder Fischen. Der Vergleich von Schwermetallkonzentrationen in Biota mit BRC- und EAC-Werten zeigt, dass in den meisten Untersuchungen der BRC-Wert für Biota überschritten wird. Auch für die Belastung von Biota gilt wie bei den Sedimenten, dass die höchsten Schwermetallgehalte in der Nähe von industriellen Anlagen gemessen werden (z. B. Cadmium und Blei bei Schmelzhütten, Quecksilber bei Chlor-Alkali-Anlagen) beziehungsweise dort, wo Einträge aus dichtbesiedelten Gebieten erfolgen. Im norwegischen Sørfjord, in dem eine Schmelzhütte angesiedelt ist, wird auch heute noch davon abgeraten, Miesmuscheln *(Mytilus edulis)* aufgrund der hohen Cadmium- (95fach über dem BRC-Wert) und Bleigehalte zu verzehren.

Tabelle 2-4

Belastungen von Biota der Nordsee mit Schwermetallen

Schwermetall	Entwicklung der Konzentrationen in Biota	Überschreitung des BRC oder EAC in Biota	Überschreitungsfaktor
Blei	abnehmende Konzentrationen in Miesmuscheln *(Mytilus edulis)* (Deutschland: Borkum, Norwegen: Sørfjord, belgische Küste, Dogger Bank) abnehmende Konzentration in benthischen Organismen in Baggergutverklappungsstellen an der belgischen Küste	in 27 von 31 Messungen mit Miesmuscheln, darunter: Schweden deutsche Küste und Deutsche Bucht Seinegebiet Western-Schelde Ems-Dollard Norwegen, Hardangerfjord Norwegen, Sørfjord	BRC: >1 BRC: >1 BRC: 1–4 BRC: 5 BRC: 3 BRC: 4 BRC: 10 BRC: 40
Cadmium	Ergebnis aus 65 Zeitreihen (1985–1996): 4 Zeitreihen mit abnehmenden Konzentrationen in Miesmuscheln (Niederlande: Western-Schelde, Ems-Dollard-Gebiet, Norwegen: Sørfjord und Hardangerfjord), keine Trends erkennbar für die restlichen Zeitserien 50 % Abnahme in Muscheln im Seine-Ästuar in 3 Jahren (nach Verbot der Phosphorgipsverklappung in 1992) abnehmende Konzentration in der Leber von Flundern *(Platichtys flesus)* (Western Schelde und Sørfjord) abnehmende Konzentration in der Leber vom Kabeljau *(Gadus morhua)* (Schweden)	in 46 von 58 Messungen mit Muschelgewebe, darunter: England (Tay- und Forth-Ästuar) Seine-Ästuar Norwegen, Hardangerfjord Norwegen, Sørfjord	BRC: >1 BRC: 2–3 BRC: 5 BRC: 20 BRC: 95

noch Tabelle 2-4

Schwermetall	Entwicklung der Konzentrationen in Biota	Überschreitung des BRC oder EAC in Biota	Über-schreitungs-faktor
Quecksilber	Ergebnis aus 86 Zeitreihen (1978–1996) mit Miesmuscheln und Fisch: 7 mit abnehmender Konzentration, 1 mit zunehmender Konzentration (Sørfjord); keine Trends erkennbar für die restlichen Zeitserien signifikante Abnahme in Flundern (belgische Küste, Ems-Dollard, Wattenmeer, Elbe, Südbucht der Nordsee)	in Miesmuscheln: schwedische Küste und nordfriesisches Gebiet entlang der Nordseeküste (Elbemündung bis Frankreich) Oslofjord Sørfjord (im Industriegebiet) in Fischgewebe: an der schwedischen und dänischen Küste Deutschland Belgien und Frankreich Kabeljau *(Gadus morhua)* (im Sørfjord) Kliesche *(Limanda limanda)* (in Norwegen)	 BRC: 1–3 BRC: 2–7 BRC: 4,5 BRC: 11 BRC: < 2 BRC: < 3 BRC: < 4 BRC: 3 BRC: 5
Kupfer	Ergebnis aus 71 Zeitreihen, die bis zu 15 Jahre abdecken: 8 Zeitreihen mit abnehmenden Konzentrationen in Muscheln und Fischgewebe (Dänemark, Deutschland, Niederlande, Norwegen) 2 Zeitreihen mit zunehmenden Konzentrationen (Frankreich, Norwegen)	In 53 von 61 Testreihen mit Miesmuscheln	BRC: > 1
SRU/SG 2004/Tabelle 2-4; Datenquelle: OSPAR, 2000b			

57. Das Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP) zeigt für das deutsche Nordseegebiet, dass Besorgnis erregend hohe Schwermetallgehalte in Biota nicht festgestellt werden können. Allerdings bewegen sich die Cadmium- und Bleigehalte seit 1995 auf annähernd gleichbleibendem Niveau, Aussagen zu Trendentwicklungen können nicht gemacht werden. Die Quecksilbergehalte in Schollen *(Pleuronectes platessa)* und die Quecksilbergehalte der Eier von Austernfischern (*Haematopus ostralegus*), Flussseeschwalben *(Sterna hirundo)* und Silbermöwen *(Larus argentatus)* der Deutschen Bucht haben sich verringert. Dennoch sind Flussseeschwalbeneier regional auch heute noch so hoch mit Quecksilber belastet, dass ein bruterfolgmindernder Einfluss der Schwermetallkontamination nicht auszuschließen ist (BLMP, 2002). So wiesen Flussseeschwalbeneier von der Elbe Ende der 1990er-Jahre noch 3 bis 5-mal höhere Quecksilbergehalte auf als Eier anderer Regionen (BECKER und BRUHN, 2003).

Quellen und Eintragspfade für Schwermetalle

58. Schwermetalle werden über die Luft und über das Wasser in die Nordsee eingetragen, wobei im küstennahen Bereich die direkten Einträge ins Wasser und die Einträge über die Flüsse dominieren, während mit zunehmender Entfernung zur Küste die Bedeutung des Luftpfades steigt. Der Anteil der atmosphärischen Depositionen am Gesamteintrag in die Nordsee beträgt für Cadmium im Mittel 19 bis 29 %, für Blei beträgt dieser Anteil bereits 58 bis 61 % (OSPAR, 2000a, S. 43). Der Anteil der atmosphärischen Depositionen von Quecksilber an den Gesamteinträgen betrug 1995 ca. 25 %, für Kupfer lag er 1995 bei 31 % (OSPAR, 2000b, S. 62, 65; OSPAR, 1997). Insgesamt sind die Emissionen der Nordseeanrainerstaaten von 1985 bis 1995 bei Cadmium und Quecksilber um 44 %, bei Blei um 82 % und bei Kupfer um 22 % zurückgegangen (OSPAR, 2000b, S. 59).

59. Ähnlich deutliche Reduktionsverläufe sind bei den Einträgen in die Nordsee über den Wasserpfad nicht zu

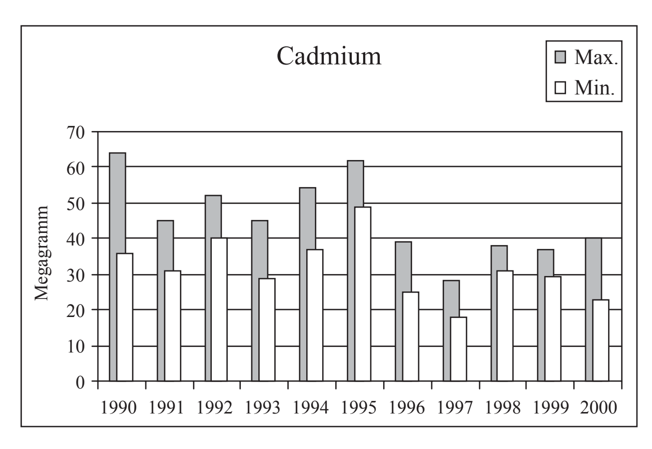
erkennen. Die Messwerte für die Gesamteinträge für Cadmium, Quecksilber, Blei und Kupfer über die Flüsse und über die Direkteinleitungen im Zeitraum von 1990 bis 2000 (Abbildung 2-5) schwanken aufgrund der sich jährlich ändernden Flussabläufe und zeigen insgesamt für Blei keine Reduktion und für Kupfer nur eine geringe Abnahme um ca. 16 %. Für Cadmium ist ein Rückgang der Einträge um ca. 22 % von 1995 bis 1996 zu erkennen, für Quecksilber eine deutliche Abnahme um ca. 60 % von 1992 bis 1996. Danach stagnieren aber die Einträge beider Schwermetalle.

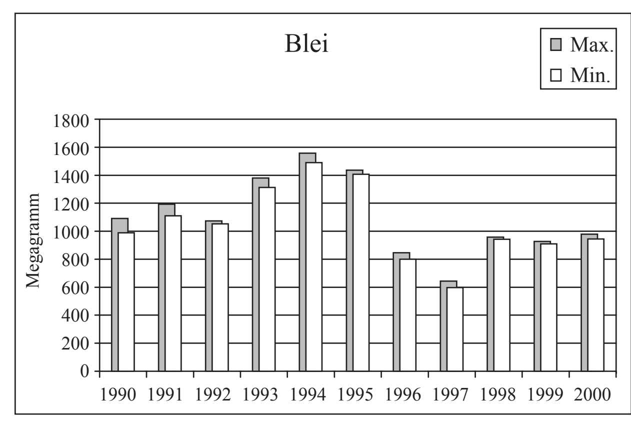
60. Unter den Nordseeanrainern gehört Deutschland mit den Niederlanden, Großbritannien und Frankreich zu den Hauptschwermetalleinleitern in die Nordsee. 1996 betrug der Anteil Deutschlands an den gesamten Einträgen über den Wasserpfad für Blei 16 %, für Cadmium 22 %, für Quecksilber 38 % und für Kupfer 14 %. Die jeweiligen Anteile der Nordseeanrainerstaaten an den Gesamteinträgen in die Nordsee sind für Blei und Cadmium in den Abbildungen 2-6 und 2-7 dargestellt.

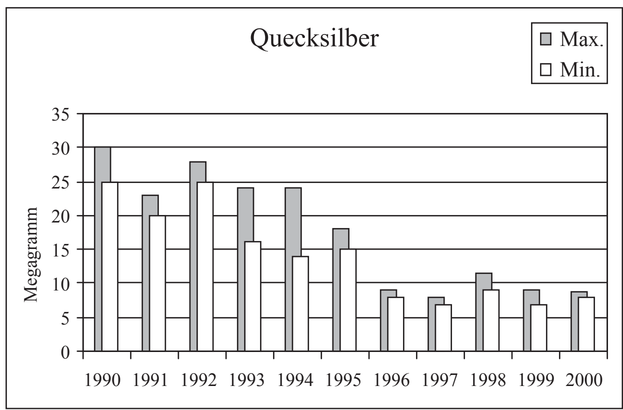
61. Vor allem die Eisen- und Stahlindustrie, die Nichteisenmetallindustrie, die Glasindustrie und die Chlor-Alkali-Elektrolyse sowie fossil befeuerte Kraftwerke und Müllverbrennungsanlagen gehören nach wie vor zu den wichtigsten Emittenten von Blei, Cadmium, Quecksilber und Kupfer. Die gezielte Verwendung der Schwermetalle in Produkten beziehungsweise mit Schwermetallen kontaminierte Erzeugnisse können zu direkten Emissionen während des Gebrauchs (z. B. cadmiumhaltige Düngemittel, Bleischrot, Bleilot) oder zu nachträglichen Emissionen über den Abfallpfad (d. h. über Abfallverbrennung und Abfalldeponierung) in die Umwelt führen. Tabelle 2-5 zeigt die Hauptquellen und jeweiligen Eintragspfade für Blei, Cadmium, Quecksilber und Kupfer. Der Eintrag von Blei über die Verwendung verbleiten Benzins ist kontinuierlich zurückgegangen und wird daher nicht mehr in der Tabelle erwähnt. Einträge aus Offshore-Tätigkeiten können zwar zur lokalen Schwermetallbelastung in hohem Maße beitragen. Bezogen auf den gesamten, auf dem Wasserpfad erfolgten Bleieintrag in die Nordsee machen diese Quellen jedoch schätzungsweise weniger als 1 % aus (OSPAR, 2002b).

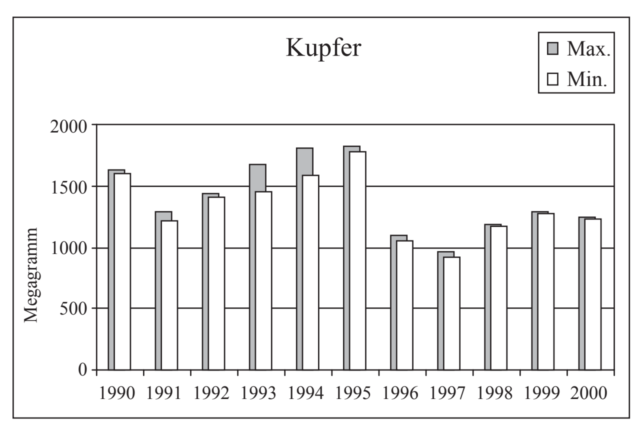
Abbildung 2-5

Gesamteinträge von Cadmium, Blei, Quecksilber und Kupfer über den Wasserpfad in die Nordsee in Mg/a







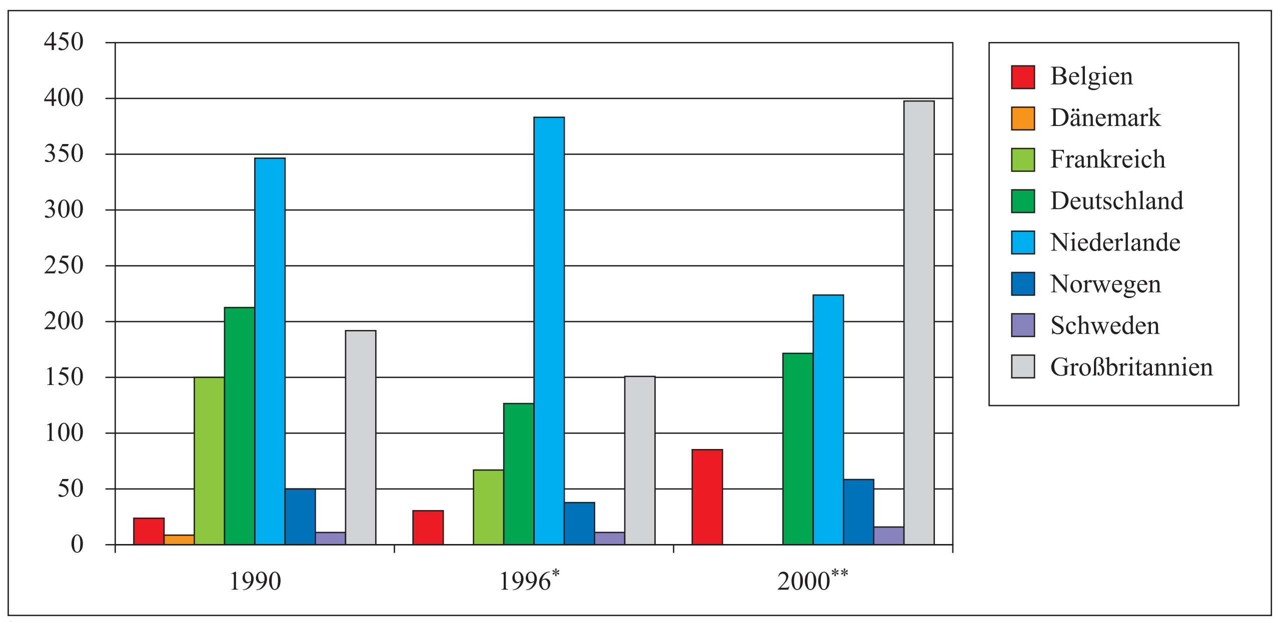


Erläuterung: Bei den Maximalwerten werden Konzentrationen, die unterhalb der Nachweisgrenze sind, den Konzentrationen der Nachweisgrenze gleichgesetzt. Bei den Minimalwerten werden die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze gleich Null gesetzt.

SRU/SG 2004/Abbildung 2-5; Datenquelle: OSPAR, 1998a, 2001a, 2001b, 2002a

Abbildung 2-6

Bleieinträge einzelner Nordseeanrainerstaaten über den Wasserpfad für die Jahre 1990, 1996 und 2000 in Mg pro Jahr

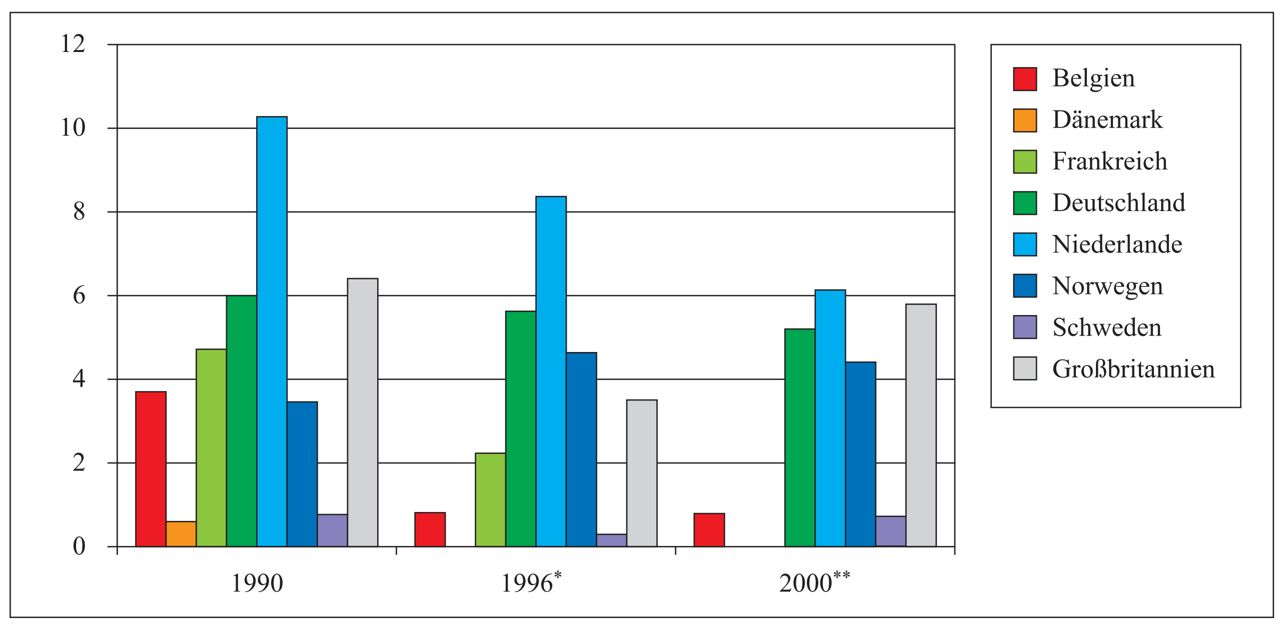


* Keine Informationen aus Dänemark
** keine Informationen aus Dänemark und Frankreich
Es handelt sich um die Minimalwerte der Einträge über den Wasserpfad, d. h. alle Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze sind gleich Null gesetzt worden.

SRU/SG 2004/Abbildung 2-6; Datenquelle: OSPAR, 2000b, 2002a

Abbildung 2-7

Cadmiumeinträge einzelner Nordseeanrainerstaaten über den Wasserpfad für die Jahre 1990, 1996 und 2000 in Mg pro Jahr



* Keine Informationen aus Dänemark
** keine Informationen aus Dänemark und Frankreich
Es handelt sich um die Minimalwerte der Einträge über den Wasserpfad, d. h. alle Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze sind gleich Null gesetzt worden.

SRU/SG 2004/Abbildung 2-7; Datenquelle: OSPAR, 2000b, 2002a

Tabelle 2-5

Emissionsquellen, Verwendung und mögliche Eintragspfade in die Nordsee für Blei, Cadmium, Quecksilber und Kupfer

	Quellen und Verwendung	Eintragspfade
Blei:		
Punktquellen	Eisen-/Stahlindustrie, Nichteisenmetallindustrie, Steine-/Erdenindustrie, Müllverbrennungsanlagen, Verbrennung von fossilen Brennstoffen	Luft/Wasser
	Offshoreplattformen (Bohrflüssigkeiten)	Direkteinleitungen
Diffuse Quellen	Batterien und Akkus, Stabilisatoren in PVC, Pigment in Farben	Abfall
	Bleilot, Schrot	Wasser
Cadmium:		
Punktquellen	Verbrennung von fossilen Brennstoffen, Abfallverbrennung, Eisen-/Stahlindustrie, Nichteisenmetallindustrie	hauptsächlich Luft, z. T. auch über das Abwasser
	Bergbau (Dammbruch bei Rückhaltebecken)	Wasser
	Phosphatdünger und Klärschlamm	hauptsächlich über das Wasser aber auch durch Verwehungen
	Zinkdächer (enthalten Cadmium als Verunreinigung)	Einträge über das Regenwasser
Diffuse Quellen	Batterien (hauptsächlich Ni-Cd-Akkus), Pigmente, Metallbeschichtungen, Kunststoffe, einige Legierungen. Potenzieller Wachstumsmarkt: Solarzellen und Photodetektoren	Abfall
Quecksilber:		
Punktquellen	Verbrennung von fossilen Brennstoffen, Abfallverbrennung, Nichteisenmetallindustrie, Holzverbrennung	hauptsächlich Luft
	Chlor-Alkali-Elektrolyse	Luft/Wasser
Diffuse Quellen	Zahnfüllungen, Mess- und Kontrollgeräte, Batterien, Lichtquellen	Abwasser und Abfall
	Biozide und Pflanzenschutzmittel (aus alten Beständen)	hauptsächlich über das Wasser
Kupfer:		
Punktquellen	Nichteisen-Metallindustrie	Luft/Wasser
Diffuse Quellen	Bewuchshemmer in Schiffsanstrichen (Antifouling, Substitut für TBT)	Direkteinträge
	Kupferdächer	über das Regenwasser

SRU/SG 2004/Tabelle 2-5; Datenquelle: OSPAR, 2000b, 2000c, 2002c, 2002b

62. Die in den letzten Jahren durchgeführten Emissionsminderungsmaßnahmen bei Industrieanlagen und Kraftwerken haben zu einem deutlichen Rückgang der Emissionen aus Punktquellen geführt (Tz. 58). Für Blei konnten zudem die Emissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr durch die Einführung bleifreier Kraftstoffe drastisch gemindert werden. So haben die Nordseeanrainerstaaten – entsprechend ihrer Verpflichtung im Rahmen der Internationalen Nordseeschutzkonferenzen (INK) – ihre Luft- und Wassereinträge für Cadmium, Quecksilber und Blei im Zeitraum von 1985 bis 1995 um 70 % reduziert. Die Luft- und Wassereinträge von Kupfer konnten von mehreren Staaten um 50 % reduziert werden (INK, 2002a).

In Deutschland hat zusätzlich zu den Minderungsmaßnahmen bei Industrieanlagen vor allem auch der seit 1990 eingetretene Rückgang industrieller Aktivitäten in den neuen Bundesländern zur Emissionsminderung beigetragen (Elbeeinzugsgebiet). Im Jahr 2000 spielten industrielle Direkteinleitungen in Gewässer nur noch eine untergeordnete Rolle. Die Bedeutung der Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen war zwar nach wie vor hoch, jedoch wurden im Jahre 2000 die Gewässerbelastungen durch diffuse Quellen dominiert. Die wichtigsten Eintragspfade waren dabei Kanalisationen und nicht an Kläranlagen angeschlossene Einwohner, die Erosion und der Grundwasserzufluss (UBA, 2003a).

Zusammenfassung

63. Die bisher erreichten Reduzierungen der Schwermetallemissionen aus landseitigen Quellen haben seit 1997 nicht mehr zur Reduzierung der Einträge von Cadmium, Blei, Quecksilber und Kupfer über den Wasserpfad in die Nordsee geführt. Möglicherweise ist dies nicht nur alleine den sich ändernden Flusszuläufen zuzuschreiben (Tz. 59), sondern auch der ungenügenden Reduzierung der Belastung durch die schwer abzuschätzenden diffusen Quellen (OSPAR, 2000b, S. 54).

Die Konzentrationen insbesondere von Blei, Cadmium und Quecksilber liegen in den Sedimenten und in Meeresorganismen der Ästuare und an einigen Küsten der Nordsee (vor allem bei Industriestandorten) noch weit über den BRC- und teilweise über den EAC-Werten. Auch wenn der genaue Einfluss nicht bekannt ist, spielt hierbei die Remobilisierung aus den Sedimenten sicherlich eine wichtige Rolle (OSPAR, 2000a).

Insgesamt ist das Ziel der INK und von OSPAR, für die prioritären Schwermetalle (Cadmium, Blei und Quecksilber) die Einleitungen und Emissionen aus Punktquellen sowie die diffusen Verluste aus Produkten bis 2020 soweit zu vermindern, dass die jeweiligen Hintergrundwerte erreicht werden, noch in weiter Ferne.

Auch wenn Industrieanlagen und Kraftwerke nach wie vor die Hauptquellen für Schwermetallemissionen sind, bekommen doch mit der Reduzierung der Einträge aus Punktquellen die diffusen Einträge aus der Landwirtschaft und aus Produkten (z. B. cadmiumhaltige Akkus, cadmiumhaltige Düngemittel, Bleiakkus, Bleilot, kupferhaltige Antifoulingmittel (als Ersatz für TBT)) relativ gesehen eine immer größere Bedeutung.

Aus naturwissenschaftlich-technischer Sicht kommen folgende Maßnahmen zur Reduktion der Schwermetalleinträge in Betracht:

- Substitution von Blei in Farben und als Stabilisator in PVC, Ersatz von Bleilot und von Bleischrot durch Stahl,
- Ausstieg aus der Verwendung cadmiumhaltiger Batterien, umweltgerechte Entsorgung der alten Ni-Cd-Batterien, strengere Grenzwerte für Cadmium in Phosphatdüngern, Verbot der Cadmiumverwendung in Pigmenten und Farben,
- Substitution des Amalgamverfahrens bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse durch das quecksilberfreie Membranverfahren, Substitution von Quecksilber in Lampen, Batterien und in Zahnfüllungen,
- Verbot kupferhaltiger Schiffsanstriche (Ersatz durch umweltfreundliche Verfahren).

2.1.3.1.2 Arsen

64. Neben den Schwermetallen ist auch die Belastung der Nordsee mit dem Halbmetall Arsen wesentlich, denn in Bezug auf mit der Nahrung aufgenommenes Arsen ist der Verzehr von Meerestieren eine der maßgeblichen Quellen für die Arsenbelastung des menschlichen Organismus (LLOBET et al., 2003).

Die im Wattenmeer gemessenen Arsenkonzentrationen in Miesmuscheln *(Mytilus edulis)* und Aalmuttern (*Zoarces viviparus*) zeigen seit Beginn der Messungen (1985 bzw. 1994) keinen zunehmenden oder abnehmenden Trend. Die Konzentrationen liegen im Bereich von 9 bis 20 mg/kg bei Miesmuscheln und 5 bis 17 mg/kg bei Aalmuttern. Die Arsengehalte in Eiern von Silbermöwen *(Larus argentatus)* der Inseln Trischen und Mellum (Wattenmeer) nahmen von 1988 bis 1996 ab, seitdem schwanken die Konzentrationen zwischen 0,24 und 0,57 mg/kg, ein Trend ist nicht mehr zu erkennen (UBA, 2003b). In verschiedenen Fischarten der Nordsee wurden Konzentrationen von Arsenverbindungen gemessen, die im Mittel über 20 mg/kg lagen. Der Anteil toxisch relevanter Arsenverbindungen betrug über 0,1 mg/kg. Unter ungünstigen Bedingungen (wenn der Fisch geräuchert oder getrocknet wird) erhöht sich der Gehalt toxisch relevanter Arsenverbindungen auf bis zu 0,5 mg/kg und kann damit gesundheitsschädliche Konzentrationen erreichen (de GIETER et al., 2002).

Bedeutende Quellen für Arsenemissionen sind die Verbrennung von fossilen Energieträgern, die Nichteisenmetallindustrie, die Eisen- und Stahlindustrie, Abfallverbrennungsanlagen, die Steine- und Erdenindustrie und die

Glasindustrie (DREYHAUPT, 1994). Arsen wird außerdem als Legierungsbestandteil in der Halbleiterherstellung verwendet.

2.1.3.2 Organische Verbindungen

65. Zahlreiche synthetische organische Chemikalien werden in die Nordsee eingetragen. Von besonderer Relevanz für die Belastung der Meeresumwelt sind persistente, bioakkumulierende und toxische Verbindungen (PBT-Stoffe) sowie hormonell wirkende organische Verbindungen (endokrine Wirkstoffe). Letztere haben das Potenzial, schon in extrem geringen Konzentrationen das Hormonsystem von Meeresorganismen zu beeinflussen. Viele PBT-Stoffe haben eine hohe Verweildauer in der Luft und werden daher über weite Entfernungen transportiert. Die ferntransportierten organischen Verbindungen (Persistent Organic Pollutants, POP, Tz. 308 ff.) lagern sich bevorzugt in kälteren Regionen ab. Zahlreiche POP wurden zum Beispiel bereits im Fettgewebe von Tieren der Arktis und Antarktis entdeckt, also weit entfernt vom eigentlichen Ort der Entstehung beziehungsweise Verwendung der Schadstoffe.

Zu den bekanntesten und wichtigsten PBT-Stoffen gehören die chlorierten Kohlenwasserstoffe (u. a. DDT, Lindan (γ-HCH), polychlorierte Biphenyle (PCB), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl. PAH), polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD und PCDF) und Organozinnverbindungen (u. a. Tributylzinn, TBT)). Diese Verbindungen sind alle toxisch für Organismen. Ihre Wirkungen reichen von akuter über chronische Toxizität (Kanzerogenität, Reproduktionstoxizität, Mutagenität) bis zur Störung des Hormonsystems.

Nur für wenige aber wesentliche organische Verbindungen liegen Daten über Emissionen und Einträge sowie zu den Konzentrationen in der Nordsee vor. Relativ gut untersucht sind in der Regel die schon seit langem durch ihre Umweltrelevanz bekannten organischen Verbindungen wie PCB, PAK, Dioxine/Furane und γ-HCH. Für das Monitoringprogramm von OSPAR ist bei den organischen Verbindungen nur die Messung von γ-HCH obligatorisch, Messungen zu PCB, PAK und Mineralöl werden empfohlen (OSPAR, 2002a). Im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee werden unter anderem HCB, α-, β- und γ-HCH, PAK und PCB regelmäßig überwacht (BLMP, 2002).

Die Belastung der Nordsee durch organische Verbindungen wird im Folgenden für PCB, einige Pflanzenschutzmittel und Biozide (unter anderem γ-HCH, TBT), PAK und Dioxine/Furane dargestellt. Auf weitere Stoffe, die in jüngster Zeit Beachtung gefunden haben, wird anschließend eingegangen.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

66. PCB sind hochtoxisch, äußerst persistent und bioakkumulierend. Die PCB-Konzentrationen im Meerwasser sind sehr gering und liegen in der Regel unter 1 ng/l. Höhere Konzentrationen finden sich im Gebiet des Elbeeintrags (30 ng/l). Eine leichte Abnahme der Konzentrationen im Meerwasser scheint feststellbar (WEIGEL, 2003). Die Sedimentkonzentrationen im offenen Meer liegen unter 1 µg/kg, steigen aber in Flussmündungsbereichen und im Küstenbereich drastisch an und liegen dort alle oberhalb des ökotoxikologischen Richtwertes (EAC) (Tabelle 2-6). Im Zeitraum von 1986 bis 1996 sank die Konzentration von PCB im Mündungsgebiet von Rhein und Maas um 70 %, außerhalb des Eintragsbereiches von Maas und Rhein um 80 % (OSPAR, 2000b, S. 67).

67. Die höchsten Konzentrationen von PCB in Biota wurden in der westlichen Nordsee im Themse-Ästuar und im Forth-Ästuar (England) gefunden. Die Konzentrationen an ΣPCB_7 in der Leber von Klieschen *(Limanda limanda)* betrugen dort 0,19 µg/kg beziehungsweise 0,36 µg/kg. Hohe PCB-Konzentrationen in der Leber vom Kabeljau *(Gadus morhua)* haben dazu geführt, dass in mehreren Gebieten norwegischer Fjorde vom Verzehr von Fischleber abgeraten wird (OSPAR, 2000b, S. 67). Die Hintergrundkonzentrationen (BRC) für PCB in Klieschen und Miesmuscheln *(Mytilus edulis)* der deutschen, belgischen und norwegischen Küste werden um den Faktor 2 bis 20 überschritten (Tabelle 2-7) (OSPAR, 2000b, S. 68). Die PCB-Konzentrationen in Miesmuscheln des Elbe-Ästuars überschritten den EAC-Wert um den Faktor 3 (BECKER und BRUHN, 2003). Von 1994 bis 2000 wurden PCB-Höchstbelastungen in Seevögeln und Meeressäugern (Seehund (*Phoca vitulina*), Schweinswal *(Phocoena phocoena)*) gefunden. In einer Untersuchung der PCB-Konzentrationen in Eiern von Flussseeschwalben *(Sterna hirundo)* im Elbeästuar wurde eine Abnahme der Konzentrationen von 1987 bis 1992 beobachtet, im weiteren Verlauf der Zeitreihe bis 1998 ist kein Konzentrationsrückgang mehr festzustellen (BECKER und BRUHN, 2003).

68. Der überwiegende Eintrag von PCB in die Nordsee erfolgt über die Atmosphäre. Während für den Zeitraum von 1992 bis 1994 die PCB-Depositionen zu 3 bis 7 Mg pro Jahr abgeschätzt wurden, betrug der Eintrag über die Flüsse und über die Direkteinleitungen für den Zeitraum von 1990 bis 1996 nach vorsichtigen Schätzungen ungefähr 130 bis 2 400 kg pro Jahr (OSPAR, 2000a, S. 54). Im Jahr 2000 berichteten vier Nordseeanrainerstaaten über Einträge über den Wasserpfad im Bereich von 180 bis 1 126 kg (OSPAR, 2002a). Als Quelle der heutigen PCB-Einträge kommen hauptsächlich Abfälle und Altlasten infrage, insbesondere aus der nicht geregelten Entsorgung kleiner PCB-haltiger Kondensatoren (INK, 2002a). PCB wurde früher vorwiegend als Isolatorflüssigkeit in Kondensatoren, als Hydrauliköl, als Flammschutzmittel in Farben und Lacken und als Weichmacher in Kunststoffen und Dichtungsmassen verwendet. Nach Einschränkungen der Verwendung im Jahr 1976 wurde spätestens 1985 in allen OSPAR-Ländern die Produktion von PCB eingestellt (OSPAR, 2001c).

Tabelle 2-6

PCB-Konzentrationen im Sediment der Flussmündungen und des Küstenbereichs der Nordsee

	Gebiet	Konzentration im Sediment
PCB	vorläufig von OSPAR festgelegter EAC	1–10 µg/kg
PCB	Wattenmeer	10 µg/kg
ΣPCB_7	Forth-Ästuar	6,8–11,3 µg/kg
ΣPCB_7	Holländische Küstenzone	> 20 µg/kg
ΣPCB_7	Ems-, Elbe- und Schelde-Ästuar	382 µg/kg
PCB	Ems und Elbemündung	430 µg/kg

SRU/SG 2004/Tabelle 2-6; Datenquelle: OSPAR, 2000b und UBA, 2003a

Tabelle 2-7

Belastung von Organismen mit PCB im Nordseegebiet

	Organismus	Gebiet	Überschreitungsfaktor
CB153	Miesmuschel	Norwegische Küste	BRC: 2*
CB153 Kongener	Miesmuschel	deutsche und belgische Küste	BRC: 12*
PCB	Kliesche	Haakonsvern	BRC: 20*
PCB	Miesmuschel	Elbe-Ästuar	EAC: 3**

SRU/SG 2004/Tabelle 2-7; Datenquelle: * OSPAR, 2000b, S. 68 und ** BECKER und BRUHN, 2003

Pflanzenschutzmittel und Biozide

69. Pflanzenschutzmittel und Biozide werden überwiegend in der Landwirtschaft, der Forstwirtschaft und im Gartenbau zum Zwecke des Pflanzenschutzes und der Schädlingsbekämpfung eingesetzt. Aus der landwirtschaftlichen Anwendung gelangen rund 30 Mg Pflanzenschutzmittel jährlich in die Gewässer. Der überwiegende Anteil wird durch Abschwemmungen und Auswaschungen von den behandelten Flächen oder durch unsachgemäße Entsorgung von Restbrühen über die Hofabläufe und Kanalisation in die Gewässer eingetragen (WWF, 2003). Neben den altbekannten lipophilen Pflanzenschutzmitteln (z. B. HCH) sind auch polare und damit weniger lipophile Pflanzenschutzmittel (u. a. Atrazin, Simazin und Diuron, Tz. 72 und 73) von Bedeutung. Letztere sind zwar besser abbaubar als die lipophilen Schadstoffe, werden aber im Meerwasser in Konzentrationen gemessen, die um mehrere Größenordnungen höher sind als die der klassischen Schadstoffe (BSH, 2003b, S. 71).

70. γ-HCH (Lindan), ein Hexacyclohexan-Isomer, wird als Insektizid in der Land- und Forstwirtschaft, im Holz- und Bautenschutz und als Biozid gegen Läuse und Krätze verwendet. Die Isomere α- und β-HCH entstanden früher bei der Herstellung von technischem HCH, dessen Herstellung seit 1980 verboten ist. Auch die Verwendung von Lindan ist eingeschränkt worden. Trotz nachlassender Anwendung beziehungsweise Verbot werden γ-HCH und α-HCH aber immer noch weiträumig nachgewiesen. Allerdings sind die Konzentrationen beider Verbindungen im Meerwasser nach maximalen Konzentrationen in den 1980er-Jahren stark gesunken, für α-HCH stärker als für γ-HCH (WEIGEL, 2003).

Die aus aktuellen Anwendungen stammenden γ-HCH-Einträge erreichen überwiegend über die Flüsse die Nordsee, entsprechend finden sich hohe Konzentrationen dieses Schadstoffs entlang der Küsten (OSPAR, 2000b, S. 72). Im Jahr 2000 berichteten fünf Anrainerstaaten über ihre γ-HCH-Einträge über Flüsse und über Direkt-

einleitungen in die Nordsee, insgesamt betrugen diese Einleitungen 0,4 bis 0,7 Mg (OSPAR, 2002a).

1992 wurden hohe γ-HCH-Konzentrationen im Sediment des Schelde-Ästuar gefunden (0,004 mg/kg). Die Konzentrationen in Biota nahmen in Proben aus den belasteten Gebieten ab, im Gegensatz dazu wurde allerdings eine Konzentrationszunahme in Klieschen aus Norwegen beobachtet (Tabelle 2-8). Auch im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee werden seit 1995 leichte Zunahmen der γ-HCH-Werte in Aalmuttern und Klieschen gemessen. In den untersuchten Fischen wird eine um den Faktor 1 000 (im Muskel) bis 10 000 (in der Leber) höhere Konzentration von γ-HCH gemessen (BLMP, 2002, S. 57).

71. Das Biozid Tributylzinn (TBT) ist eine hoch toxische Substanz. TBT kann den Hormonhaushalt wirbelloser Meerestiere massiv stören, sodass zum Beispiel weibliche Seeschnecken männliche Geschlechtsorgane entwickeln (so genannter Imposex) und deren Reproduktionsraten in der Folge signifikant reduziert werden (WEIGEL, 2003).

TBT wird überwiegend als bewuchshemmender Wirkstoff (Antifouling) in Schiffsanstrichen verwendet, ist inzwischen jedoch als Antifoulingmittel verboten worden (Tz. 310). Von behandelten Oberflächen wird es kontinuierlich abgegeben, weitere Einträge erfolgen durch das Entfernen alter Anstriche. Quellen für TBT-Einleitungen sind daher Häfen, Trockendocks und TBT-haltige Industrieabwässer (WEIGEL, 2003). Die geschätzten TBT-Einträge in die Nordsee betrugen für Dänemark 0,6 bis 4,9 Mg (1997), für Großbritannien 6 Mg (1997) und für Norwegen 17,8 bis 57,3 Mg jeweils pro Jahr für den Zeitraum von 1985 bis 1995 (OSPAR, 2000b, S. 66).

Obwohl es für TBT seit über 10 Jahren ein Verwendungsverbot als Antifoulingfarbe bei kleineren Sportbooten gibt, lassen sich immer noch bedenklich hohe Konzentrationen im Nordseewasser und im Sediment von Häfen, in Flüssen und anderen Schifffahrtswegen nachweisen. So liegt dort die Konzentration im Wasser bis zu 3 500fach (Häfen), 1 200fach (Flüsse) beziehungsweise 300fach (Schifffahrtswege) über dem EAC-Wert. Der EAC-Wert wurde in Hafensedimenten sogar um das 30millionenfache überschritten, in Flusssedimenten um das 1 600fache und in Sedimenten in Schifffahrtswegen um das 30fache. Die Konzentrationen von TBT in Muscheln aus Häfen waren bis zum 300fachen über dem EAC-Wert angereichert. Muscheln aus der Küstenzone zeigten keine Überschreitungen des EAC-Werts (OSPAR, 2000b, S. 67).

72. Die Stoffgruppe der Triazine wird vor allem als Unkrautvernichtungsmittel im Pflanzenschutz eingesetzt, einige Abkömmlinge auch im Biozidbereich. Zu den Triazinen gehören auch die Herbizide Atrazin und Simazin. Obwohl beide Stoffe in Deutschland nicht mehr zugelassen sind, belasten sie immer noch die Gewässer und die Sedimente des Wattenmeeres (WWF, 2003). Anfang der 1990er-Jahre wurde die großräumige Verteilung von Triazin-Herbiziden unter anderem in der Deutschen Bucht in Konzentrationen bis zu 360 ng/l belegt (WEIGEL, 2003). Bestimmte Triazine werden als Alternativen für Organozinnverbindungen eingesetzt und dementsprechend in hohen Konzentrationen im Meerwasser gemessen (WWF, 2003).

73. Diuron ist ein Wirkstoff aus der Gruppe der Phenylharnstoffe, der als Pflanzengift in Pflanzenschutzmitteln und Bioziden enthalten ist. Als so genanntes Totalherbizid wird Diuron hauptsächlich im kommunalen und privaten Bereich (u. a. Bahngleise, Grünflächen) eingesetzt. In der Deutschen Bucht wurden 1999 Diuron-Konzentrationen von 12 bis 160 ng/l gemessen. Ursache hierfür waren Diuron-Einleitungen aus der Weser. Diuron wird auch in Antifoulingfarben zur Bewuchsbekämpfung an Schiffsrümpfen eingesetzt. In verschiedenen Flussmündungen und küstennahen Meereszonen Großbritanniens wurde Diuron unter acht analysierten Bioziden am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen (bis 6,7 mg/l) nachgewiesen (WWF, 2003).

Tabelle 2-8

Beobachtungen zu γ-HCH-Konzentrationen in Biota in Gebieten der Nordsee

Gebiet	Biota	Beobachtung	Jahr
ostfriesisches Wattenmeer Schelde-Ästuar	Miesmuschel	Überschreitung des EAC	k. A.
Schelde-Ästuar	Fischleber, Muschelgewebe	Abnahme der Konzentration	1990–1995
Norwegen	Kliesche (im Muskel)	Zunahme der Konzentration	1990–1995

SRU/SG 2004/Tabelle 2-8; Datenquelle: OSPAR, 2000b, S. 71

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

74. Zur Schadstoffgruppe der PAK gehören zum Beispiel Pyren, Benzo[a]pyren, Anthracen und Fluoranthen. Sie sind teils akut toxisch, teils kanzerogen. Zu den Hauptquellen für den diffusen Eintrag ins Meer gehören Holzschutzmittel, die Verbrennung fossiler Energieträger (insbesondere in kleinen oder alten Anlagen, z. B. Hausbrand) und der Straßenverkehr. Weitere Quellen sind die Söderbergtechnik in der Primäraluminiumindustrie und die Beschichtung von Schiffskörpern sowie die Offshore-Gas- und Ölindustrie und die Schifffahrt (Abschnitt 2.1.3.3; OSPAR, 2001d). Wegen der hohen Expositionswahrscheinlichkeit und ihres ubiquitären Vorkommens gelten PAK als prioritär zu berücksichtigende Umweltkanzerogene (BLMP, 2002, S. 68).

Die gesamten jährlichen PAK-Emissionen in die Luft aus landseitigen Quellen wurden für die Nordseeländer für 1990 auf rund 7 000 Mg pro Jahr abgeschätzt. Zu den PAK-Einträgen über den Wasserpfad gibt es keine verlässlichen Angaben. Es wird vermutet, dass die PAK-Frachten aus den Direkteinleitungen aller Bohrinseln der Nordsee im Bereich von 100 Mg pro Jahr liegen. Die atmosphärischen PAK-Emissionen aus diesen Offshore-Einrichtungen und aus der Schifffahrt sind nicht bekannt (OSPAR, 2000b, S. 68 ff.).

Die PAK-Konzentrationen im Wasser der Nordsee reichen von 0,001 ng/l bis zu 0,3 ng/l. Die höchsten Konzentrationen (bis zu 8 500 ng/l) wurden an der Küste und in den Ästuaren der Nordsee gemessen. Die Konzentrationen im Sediment variieren zwischen 0,2 und 6 mg/kg (OSPAR, 2002d). Einige Ergebnisse aus Untersuchungen der PAK-Konzentrationen in Sedimenten sind in Tabelle 2-9 zusammengestellt. BRC- und EAC-Werte für PAK werden noch diskutiert. Ein vorläufiger EAC-Wert für Pyren (0,1 mg/kg) wird in den Sedimenten der höher belasteten Flussmündungsgebiete deutlich überschritten. Für andere PAK werden erhöhte Konzentrationen in der Umgebung lokaler Quellen gefunden, aber keine signifikanten EAC-Überschreitungen. Die PAK-Konzentrationen in Sedimenten vor der holländischen Küste und im Wattenmeer zeigten zwischen 1986 und 1996 keine signifikante Abnahme. Im Wattenmeer wurde sogar an 40 % der Messstellen eine Zunahme der PAK-Konzentration gefunden (OSPAR, 2000b, S. 70).

Dioxine und Furane

75. Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane entstehen als unerwünschte Nebenprodukte bei bestimmten chemischen und thermischen Prozessen (wie der Chlorbleiche in der Papier- und Zellstoffindustrie, der Abfallverbrennung, bestimmten metallurgischen Prozessen, der Herstellung von Pentachlorphenol). Dioxine und Furane sind hoch toxisch.

Es gibt nur wenige Untersuchungen zur Sediment- und Biotabelastung durch Dioxine und Furane (WEIGEL, 2003; OSPAR, 2000b, S. 70). In einer norwegischen Studie wurden 1989 extrem hohe Sedimentbelastungen in den norwegischen Fjorden Frierfjorden (0,004 bis 0,018 mg/kg Toxizitätsäquivalent (TEq)) und Kristiansandfjord (0,002 mg/kg TEq) gemessen. Die Probenahmestelle im Frierfjorden lag in der Nähe eines Magnesiumwerks. Selbst in der offenen See, etwa 20 km von der Verschmutzungsquelle entfernt, wurden die BRC-Werte noch 5- bis 100fach überschritten. An der holländischen Küste wurden die höchsten Konzentrationen im Sediment des Rhein- und Schelde-Ästuar gemessen (OSPAR, 2000b, S. 70).

Entsprechend den hohen Sedimentkonzentrationen in norwegischen Fjorden finden sich auch in den Organismen dieser Gebiete hohe Dioxin- und Furan-Konzentrationen (Tabelle 2-10). Die hohen Belastungen haben in dieser Gegend zu Restriktionen in Bezug auf den Verzehr von Meeresfrüchten geführt (OSPAR, 2000b, S. 70–71).

Tabelle 2-9

Konzentrationen von PAK in Sedimenten in Gebieten der Nordsee

Schadstoff	Konzentration im Sediment	Gebiet
21 PAK davon die Summe der kanzerogenen Kongenere	0,073–0,37 g/kg 0,032–0,11 mg/kg	Glommafluss (Norwegen)
Summe aller PAK	0,218 mg/kg 6,08 mg/kg	Wattenmeer Schelde-Ästuar

SRU/SG 2004/Tabelle 2-9; Datenquelle: OSPAR, 2000b, S. 69

Tabelle 2-10

Belastung von Biota mit Dioxinen und Furanen in norwegischen Küstengebieten

Jahr	Gebiet	Biota	Konzentration im Organismus
1993	Frierfjorden	Krabben (Mitteldarmdrüse)	708 ng TEq/kg Ng
1993	Breviksfjord	Krabben (Mitteldarmdrüse)	481 ng TEq/kg Ng
1993	Frierfjorden	Weichboden-Fauna	312 ng TEq/kg Ng
1993	Breviksfjord	Weichboden-Fauna	64 ng TEq/kg Ng
1994	Frierfjorden	Kabeljau (Mageninhalt)	208 ng TEq/kg Ng
TEq/kg Ng = Toxizitätsäquivalent pro Kilogramm Nassgewicht			
SRU/SG 2004/Tabelle 2-10; Datenquelle: OSPAR, 2000b, S. 70–71			

„Neue“ organische Verbindungen

76. In den letzten Jahren sind in der Nordsee weitere PBT-Stoffe nachgewiesen worden, unter anderem kurzkettige Chlorparaffine, Nonylphenole, Phthalate, bromierte Flammschutzmittel und Moschusxylole. Im Wattenmeer können diese „neuen“ organischen Stoffe häufig in noch viel höheren Konzentrationen als zum Beispiel PCB oder HCH gemessen werden (UBA, 2003a). Zu den „neuen“ Stoffen gehören auch Arzneimittel, da viele pharmazeutische Wirkstoffe die Kläranlagen nahezu unverändert passieren und somit im Meer nachgewiesen werden können (z. B. Chlofibrinsäure). Im Folgenden wird kursorisch auf einige der „neuen“ organischen Verbindungen eingegangen:

– Kurzkettige Chlorparaffine werden als Kühl- und Schmierflüssigkeit in der industriellen Metallbearbeitung verwendet und für Lederfett, für Flammschutzmittel in Gummi und Textilien und für Filmbildner in Farben und Lacken eingesetzt. Sie sind persistent, nicht bioabbaubar, adsorbieren am Klärschlamm und an Sedimenten und sind kanzerogen (OSPAR, 2001e). Die Einträge von kurzkettigen Chlorparaffinen in die Nordsee können nur abgeschätzt werden, da ein systematisches Monitoringprogramm für diese Stoffgruppe fehlt. Hohe Konzentrationen an kurz- und langkettigen Chlorparaffinen werden in den Fettgeweben verschiedener Meerestiere und in marinen Säugetieren der Arktis gefunden. Kurzkettige Chlorparaffine wurden auch in der Frauenmilch von Inuitfrauen aus Nordkanada gemessen (HELCOM, 2002a).

– Nonylphenol fällt hauptsächlich als Zwischenprodukt bei der Herstellung anderer Chemikalien (u. a. Nonylphenolethoxylate) an. Nonylphenol ist außerdem ein Abbauprodukt der Nonylphenolethoxylate, die vielfältige Anwendung finden, unter anderem als Tenside in Industriereinigern, als Lösungsvermittler in der Leder-, Textil- und Papierindustrie sowie als Zusatzstoffe in Pflanzenschutzmitteln. Nonylphenol ist aquatoxisch und akkumuliert im Klärschlamm und im Sediment (OSPAR, 2001f). Eine östrogene Wirkung von Nonylphenol wurde in Forellen bei 20 000 ng/l beobachtet, andere Organismen reagieren möglicherweise sensibler (WEIGEL, 2003). Die Konzentrationen an Nonylphenol sind in den letzten 10 bis 20 Jahren, zumindest in einigen Gegenden, deutlich zurückgegangen (OSPAR, 2001f). Es werden allerdings immer noch sehr hohe Konzentrationen in den Sedimenten der Elbe (107 µg/kg) und der Schelde (300 µg/kg) gemessen (OSPAR, 2000b, S. 73).

– Bromierte Flammschutzmittel (Polybromierte Diphenylether, PBDE) werden Kunststoffen und Textilien zugesetzt, um sie schwer entflammbar zu machen. Weltweit werden jährlich rund 70 000 Mg PBDE produziert (UBA, 2003c). PBDE werden im Meerwasser, in Sedimenten und in Fischen nachgewiesen. Hohe PBDE-Konzentrationen wurden auch im Fettgewebe mariner Säuger gefunden (OSPAR, 2000b, S. 71).

– Die früher hauptsächlich eingesetzten Nitromoschusverbindungen wie Moschusxylol und Moschusketon werden aufgrund toxikologischer Bedenken zunehmend durch polyzyklische Moschusverbindungen ersetzt (WEIGEL, 2003). Sie werden als Duftstoffe in Kosmetika und Waschmitteln eingesetzt. In Proben der Umweltprobenbank des Bundes wurden zum Teil extrem hohe Belastungen mit polyzyklischen Moschusverbindungen nachgewiesen (UBA, 2003b).

Zusammenfassung

77. Anhand der so genannten Altschadstoffe PCB, HCH, TBT, PAK und Dioxine/Furane wird offensichtlich, dass trotz teilweise schon seit Jahren bestehender Anwendungsverbote beziehungsweise Emissionsminderungsmaßnahmen die Meeresumwelt auch weiterhin durch diese persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Stoffe belastet wird. Die in Jahrzehnten eingetragenen Schadstofffrachten und die immer noch andauernden Schadstoffeinträge haben zu erhöhten Konzentrationen in Sedimenten und in Meeresorganismen geführt. Besonders belastet sind die Flusseintragsgebiete und die Küstenzonen in der Nähe von Industrieansiedlungen. Für

alle oben genannten Verbindungen (mit Ausnahme von γ-HCH-Konzentrationen in Sedimenten und PAK-Konzentrationen in Biota) konnten in den Belastungsgebieten Überschreitungen der Hintergrundwerte (BRC) oder sogar der ökotoxikologischen Bewertungskriterien (EAC) in Sedimenten und in Biota gemessen werden. In bestimmten Gebieten der norwegischen Küstengewässer werden in Meeresfrüchten derart hohe PCB- und Dioxinkonzentrationen gefunden, dass vom Verzehr abgeraten wird. Auch polare, weniger lipophile Pflanzenschutzmittel (z. B. Atrazin, Simazin und Diuron) werden immer noch – trotz Anwendungsverboten – in relativ hohen Konzentrationen im Meerwasser gemessen.

Für PCB und HCH, für die es in den 1980er- und Anfang der 1990er-Jahre einen deutlichen Rückgang der Konzentrationen in Biota gab, fällt auf, dass es seit Mitte der 1990er-Jahre keinen abnehmenden Trend der PCB-Konzentration in Vogeleiern mehr gibt und sogar eine leichte Zunahme der HCH-Konzentration in Fischen beobachtet wird. Die Einträge ferntransportierter Schadstoffe (z. B. Dioxine, aber auch andere POP) aus Regionen, in denen organische Schadstoffe entstehen oder eingesetzt werden, gewinnen an Bedeutung. Auch ihre Remobilisierung aus dem Sediment kann noch für Jahrzehnte erwartet werden (WEIGEL, 2003).

78. Zusätzlich wird die Nordsee durch die Einträge „neuer“ organischer Verbindungen (Chlorparaffine, Nonylphenol, PBDE, Phthalate, Arzneimittel) belastet, von denen einige das Hormonsystem von Meeresorganismen beeinflussen können. Bisher fehlen für die meisten dieser Stoffe systematische Untersuchungen über deren ökotoxikologische Wirkungen. Zudem fehlt ein Programm zum Monitoring der Einträge dieser Stoffe (Tz. 231).

79. Um die Einträge organischer Schadstoffe in die Meeresumwelt zu reduzieren, gibt es für die bekannten organischen Schadstoffe eine Fülle von Empfehlungen zu möglichen Minderungsmaßnahmen (Tabelle 2-11).

Tabelle 2-11

Handlungsmöglichkeiten zur Minderung der Einträge von organischen Schadstoffen

Organische Schadstoffe	Minderungsmaßnahmen
Kurzkettige Chlorparaffine	Erweiterung des Verwendungsverbotes der RL 2002/45/EG (bisher für Metallbearbeitungsflüssigkeiten und in der Lederverarbeitung) gemäß der PARCOM-Entscheidung, die weitergehende Verwendungsverbote vorsieht
Polybromierte Diphenylether	Verbot aller Polybromierten Diphenylether (bisher nur Beschränkung des Inverkehrbringens und Gebrauchs von Pentabromdiphenylether und Octabromdiphenylether durch EU-Richtlinie 2003/11/EC vom 6. Februar 2003)
Pentachlorphenol	Grenzwerte für Anlagen, die noch PCP produzieren oder verwenden, Einfuhrverbot von PCP-haltigen Produkten in die EU, Strategie zur Behandlung kontaminierten Landes etc.
PAK	Konsequente Umsetzung von bestehenden Emissionsminderungsempfehlungen und Monitoring
Dioxine und Furane	Konsequente Umsetzung von bestehenden Emissionsminderungsempfehlungen
HCH (u. a. Lindan)	Monitoring, Regelung bzw. Überwachung der anderen Isomere
PCB	Vermeidung von Einträgen aus kontaminiertem Land Umweltgerechte Entsorgung PCB-haltiger Kondensatoren
Moschusxylole	Ausstieg aus der Verwendung in Wasch- und Reinigungsmitteln in der EU (bisher nur freiwillige Selbstverpflichtung in Deutschland)
Tributylzinn (TBT)	Ratifizierung der IMO-Konvention (Verwendungsverbot in Schiffsanstrichen ab 2003)
DDT	Vermeidung von Einträgen aus kontaminiertem Land

SRU/SG 2004/Tabelle 2-11; Datenquelle: OSPAR, 2000e, d; 2001c, d, e, g, h, j; 2002d; INK, 2002a

2.1.3.3 Öleinträge

80. Öle und ihre Bestandteile können die Meeresumwelt und deren Organismen in vielfältiger Weise schädigen. Neben der besonders nach Öltanker-Unfällen zu beobachtenden Verölung von Seevögeln gibt es verschiedene toxische Wirkungen von mineralölbürtigen Stoffen und deren Oxidationsprodukten. Öle setzen sich aus einer Vielzahl von Substanzen (Rohöl besteht aus bis zu 10 000 einzelnen Substanzen) zusammen, deren größten Anteil Kohlenwasserstoffe bilden. Daneben beinhalten sie Schwefel, Schwermetalle, Phenole und organische Säuren. Die Effekte der mineralölbürtigen Bestandteile auf Organismen sind ebenso vielfältig wie die Anzahl dieser einzelnen Komponenten.

81. Die Schätzungen von Öleinträgen in die Nordsee sind immer noch sehr ungenau. Man kann aber davon ausgehen, dass die Flüsse, die Küstenabwässer, Bohrplattformen und die illegalen Einleitungen aus der Schifffahrt zusammen mit den Seeunfällen die Hauptquellen und -pfade darstellen (Tabelle 2-12).

Tabelle 2-12

Hauptquellen des Öleintrags in die Nordsee

Quellen	Menge [1 000 Mg/a]
Natürliche Quellen	1
Atmosphäre	7–15
Flüsse	16–46
Küstenabwässer	3–15
Industrielle Ableitungen (Küste)	5–15
Bohrplattformen	29
Raffinerien (Küste)	4
Ölhäfen	1
Schifffahrt (betriebsbedingt)	1–2
Schifffahrt (illegale Einleitungen/ Unfälle)	15–60
Klärschlämme	1–10
Dredge Arbeiten	2–10
insgesamt	**86–210**

Quelle: OSPAR, 1993, 2000a

82. Die Einflüsse der Ölförderungsaktivitäten bestehen im Besonderen in der Überdeckung des Meeresbodens mit Bohrgut in unmittelbarer Nähe der Ölbohrinseln wie auch in der Freisetzung von Ölbestandteilen, was zur vollständigen Vernichtung der am Boden lebenden Organismen führt (van BERNEM, 2003). Ein Rückgang der Artenzahl ist noch im Umkreis von 1 000 m nachweisbar, und in einer Entfernung von 3 bis 5 km kann man eine Dichtezunahme der opportunistischen bei gleichzeitiger Abnahme der sensiblen Arten beobachten (GRAY et al., 1999). Die Gesamtfläche der von Bohrschlämmen betroffenen Bereiche umfasst ca. 1 % des Meeresgrundes der Nordsee.

83. Illegale Ableitungen minderwertiger Bunkeröle sowie des Tankwaschwassers sind die Hauptquellen konzentrierter Ölkontaminationen/Ölteppiche auf der Wasseroberfläche der Nordsee (REINEKING und FLEET, 2003). Von solchen konzentrierten Ölverschmutzungen sind am auffälligsten die an der Meeresoberfläche lebenden Seevögel betroffen. Sie erleiden eine Verklebung ihres Gefieders und tödliche Vergiftungen durch das Schlucken von ölhaltigem Wasser beziehungsweise ölbehafteter Nahrung. Seit 1984 werden systematische Spülsaumuntersuchungen nach Todfunden von verölten Seevögeln durchgeführt. Vögel eignen sich sehr gut als Bioindikatoren speziell für chronische Ölverschmutzungen. Generell konnte für den Zeitraum 1984 bis 2001 ein Rückgang der gefundenen Verölungen beobachtet werden. Trotzdem sind die Verölungsraten der Hochseearten (z. B. Trottellumme) und Meeresenten immer noch sehr hoch (REINEKING und FLEET, 2003).

Seitdem mit Inkrafttreten der Ausweisung der nordwesteuropäischen Gewässern (einschließlich Nordsee) als Sondergebiet nach MARPOL 73/78 – Anlage I – das Einleiten von ölhaltigen Gemischen aus dem Waschen von Öltankschiffen verboten und die Beseitigung ölhaltiger Rückstände aus der Brennstoffaufbereitung stark beschränkt worden ist, zeichnet sich ein Rückgang dieser Einleitungen ab. Allerdings lässt sich an den gemessenen Belastungen entlang der Hauptschifffahrtsrouten erkennen, dass erhebliche Ölmengen nach wie vor – illegal – in die See beseitigt werden (Abbildung 2-8).

84. Unfälle mit Tankschiffen, die zu einer Freisetzung großer Ölmengen führen, treten in unregelmäßigen Zeitabständen immer wieder auf und rufen lokal begrenzte, aber oft schwerwiegende Schädigungen der Meeresumwelt hervor. In den letzten 10 Jahren wurden aufgrund drei solcher Unfälle („Braer“, 1993; „Sea Empress“, 1996; „Erika“, 1999) ca. 170 000 Mg Öl in die Nordsee und unmittelbar angrenzende Meeresgebiete eingetragen (van BERNEM, 2003). Die Folgen dieser punktuellen Freisetzung für die Fauna und Flora hängen stark von den Eigenschaften des Öls ab, sowie davon, ob und an welchen Küstentypen es angetrieben wird und welche Lebensgemeinschaften beziehungsweise Organismen davon betroffen sind. So hatte beispielsweise die Freisetzung von nur ca. 245 m³ schwerem Heizöl infolge der Havarie des Holzfrachters „Pallas“ den Tod von schätzungsweise 16 000 Individuen von 35 Vogelarten zur Folge (REINEKING und FLEET, 2003). Davon betroffen waren 11 bis 18 % der gesamten in der Nordsee vorkommenden Bestände an Eider- und Trauerenten.

Abbildung 2-8

Beobachtete Ölverschmutzungen in der Nord- und Ostsee im Jahr 2001



Quelle: Bonn Agreement, 2001

85. Die Folgen großflächiger Ölkontaminationen an den Küsten sind für die Organismengesellschaften sehr unterschiedlich (van BERNEM, 2003). Exponierte Felsküsten erwiesen sich aufgrund der geringen Persistenz des Öls und der schnellen Wiederbesiedlung der Lebensräume als wenig sensitiv. Auf wellenexponierten Sandstränden leben aufgrund der ständigen Sedimentumlagerung nur wenige größere makrobenthische Organismen. Diese Strände beherbergen aber eine artenreiche, empfindliche Infauna mit vielfältigen Formen gerader kleinster, bodenlebender Organismen (Meiofauna). Derartige Küstenbereiche gelten insgesamt als mäßig empfindlich gegenüber der Kontamination mit Öl. Im Unterschied dazu sind die von Weichböden und Platen dominierten Wattenmeer-Küstengebiete äußerst sensitiv für solche Schadstoffeinträge. Diese feinkörnigen Sand- und Schlicksedimente sind gekennzeichnet durch eine vergleichsweise geringe Diversität bei gleichzeitig sehr hoher Produktivität (zu Besonderheiten des Wattenmeeres siehe Abschnitt 2.2.1.1). Die lange Verweildauer des Öls in den feinen Sedimenten verhindert eine schnelle Wiederbesiedlung. Nach einer großflächigen Ölkontamination von Weichböden infolge eines Tankerunfalls ist mit langanhaltenden und schwerwiegenden Schädigungen der Lebensgemeinschaften zu rechnen, was deutliche Auswirkungen auf die angrenzenden Meeresgebiete hätte.

86. Am Beispiel des Untergangs des Tankschiffes „Prestige“ und dessen Folgen wird klar, dass nicht nur die Meeresumwelt, sondern auch die gesamten betroffenen Küstenregionen existenziell geschädigt werden. Für die durch angespülte Ölteppiche betroffenen Regionen der spanischen Küste sind die wirtschaftlichen Folgen aufgrund des teilweisen Zusammenbruchs der Küstenfischerei, der Zerstörung von Aquakulturen und der negativen Folgen für den Tourismus bisher noch nicht vollständig absehbar. Es kann kein Zweifel daran bestehen, dass solche Umweltkatastrophen mit den zu Gebote stehenden Mitteln vermieden werden müssen (siehe Abschnitt 3.4.3).

87. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Nordsee weiterhin durch den Eintrag von Öl und dessen Bestandteilen belastet wird. Dabei ist es bisher immer noch sehr schwierig, Informationen über die diffusen Quellen – im Speziellen den Eintrag über die Flüsse – zu erhalten. Die Freisetzung von Öl über die Ölförderung konnte in den letzten Jahren trotz steigender Produktion mithilfe von technischen Maßnahmen reduziert werden. Trotz alledem wird immer noch etwa 1 % des Meeresgrundes der Nordsee mit Bohrschlämmen belastet.

Die „chronische Ölverschmutzung“ über die Seeschifffahrt stellt weiterhin ein Problem dar, auch wenn hier inzwischen ein Rückgang der Ölverschmutzungen registriert wurde. Hauptverantwortlich ist immer noch die illegale Freisetzung von ölhaltigen Rückständen aus der Brennstoffaufbereitung und dem Waschen von Öltanks.

Die Gefahr des Eintrags großer Mengen Öls durch einen Schiffsunfall wird bei weiter ansteigendem Verkehrsaufkommen in der Zukunft zunehmen. Besonders gravierend wären die Folgen eines solchen Unfalls, wenn davon große Flächen des Wattenmeers betroffen werden.

2.1.3.4 Radioaktive Substanzen

88. Anthropogene radioaktive Substanzen sind im gesamten Nordseeraum nachweisbar. Die wesentlichen Quellen der emittierten Radionuklide sind:

- der Fallout der Atomwaffentests speziell aus den 1950er- und 1960er-Jahren;
- Ableitungen aus den atomaren Wiederaufbereitungsanlagen (WAA) in La Hague (Frankreich, Kanal) und Sellafield (Britische Westküste, Irische See) (NIES, 2003). Aufgrund der vorherrschenden Meeresströmungen werden die eingetragenen Radionuklide aus der Irischen See und dem Kanal in die Nordsee verfrachtet. Dabei dauert es etwa 1 bis 2 Jahre, bis Radionuklide aus der Irischen See an der schottischen Küste in der Nordsee nachweisbar sind. Die Ableitungen aus La Hague erreichen die Nordsee schon in wenigen Monaten;
- Einträge aus sonstigen kerntechnischen Anlagen;
- unfallbedingte Freisetzung von Radioaktivität (z. B. beim Tschernobyl-Unfall) und Verlust von Strahlenquellen aus Schiffen und Plattformen.

Die ersten beiden Quellen sind für die Belastung der Nordsee durch anthropogen freigesetzte Radionuklide maßgeblich (OSPAR, 2000a). Die Einträge aus kerntechnischen Anlagen wie Kernkraftwerken sind in Deutschland so gering, dass sie bereits in der Deutschen Bucht nicht mehr signifikant nachweisbar sind (NIES, 2003). Der Fallout aus dem Tschernobyl-Unfall, der sich zu einem hohen Anteil aus kurzlebigen Radionukliden, das heißt solchen mit einer kurzen Halbwertzeit, zusammensetzte, ist heute in der Nordsee nicht mehr nachweisbar.

89. Wie in Tabelle 2-13 zu erkennen ist, haben die Einleitungen aus kerntechnischen Anlagen in das gesamte OSPAR-Gebiet in den letzten Jahren stetig abgenommen (OSPAR, 2003a). Besonders deutlich ist dieser Rückgang bei den Strahlern zu erkennen. Bei den Radionukliden Tritium und Technetium (Tc-99) wird allerdings gerade Mitte der 1990er-Jahre eine Zunahme verzeichnet. Grund hierfür sind die verstärkten Einleitungen von Tritium aus der WAA La Hague und Tc-99 aus der WAA Sellafield. Gerade letztgenanntes Radionuklid ist aufgrund seiner sehr langen Halbwertzeit von ca. 200 000 Jahren, seiner Wasserlöslichkeit und akkumulativen Eigenschaft besonders beachtenswert. An der norwegischen Küste wurden Tc-99-Messungen in verschiedenen Meeresorganismen vorgenommen. Dabei wurde im Scherenmuskel von Hummern ein Konzentrationsfaktor von 8 000 und in Muscheln von 486 ermittelt (BROWN et al., 1999). Im Vergleich dazu liegt die Bioakkumulation in Fischen mit einem Konzentrationsfaktor von 30 deutlich niedriger: Allerdings kann bisher durch Tc-99 trotz seiner inhärenten Eigenschaften keine nennenswerte Strahlenexposition in Meeresorganismen nachgewiesen werden (BROWN et al., 1999; NIES et al., 2000; KARCHER, 2002).

Tabelle 2-13

OSPAR-Statistik über flüssige Aktivitätseinleitungen aus kerntechnischen Anlagen

Jahr	Gesamt Alpha (TBq/a)*	Gesamt Beta (ohne Tritium) (TBq/a)*	Tritium (TBq/a)*
1993	2,88	354	10 806
1994	1,36	321	12 931
1995	0,68	365	15 040
1996	0,57	332	16 779
1997	0,38	315	17 991
1998	0,43	265	16 240
1999	0,42	256	18 871
2000	0,33	171	16 548
2001	0,41	231	15 759

* TBq/a = 10^{12} Bq/a

Quelle: OSPAR, 2003a, verändert

90. Cäsium 137 (Cs-137) ist von der Dosis her betrachtet das relevanteste künstliche Radionuklid in der Meeresumwelt (NIES et al., 2000). So liegt der Dosisfaktor für Cs-137 fast um den Faktor 300 höher als für Tc-99. Die Einleitungen dieses Nuklids haben in den letzten Jahren deutlich abgenommen. So wurden 1973 von der WAA Sellafield fast 5 000 TBq/a eingeleitet, 2001 waren es noch 9,6 TBq/a. Aus diesem Grund wurden für Cs-137 an der britischen Ostküste Ende der 1970er-Jahre noch Aktivitätskonzentrationen von mehr als 500 Bq/m³ gemessen. Inzwischen liegen die Konzentrationen bei maximal 6 bis 7 Bq/m³ (NIES, 2003). Auch vor der Anlage in La Hague liegen die Konzentrationen im Wasser nur noch sehr gering über denjenigen, die man im Oberflächenwasser des Atlantiks aufgrund der atmosphärischen Kernwaffentests der 1960er-Jahre mit inzwischen rund 2 Bq/m³ misst. Im Kanal liegen die Konzentrationen zwischen 2 und 3 Bq/m³ Cs-137, vergleichbar niedrige Werte werden für Sr-90 gemessen. Inzwischen ist die Hauptquelle für Cs-137 in der Nordsee die Remobilisierung aus den durch frühere Einleitungen hoch kontaminierten Sedimenten in der Irischen See.

Der Rückgang in den freigesetzten Aktivitätskonzentrationen spiegelt sich auch in den in Biota gemessenen Werten wider. So ist die Cs-Konzentration im Kabeljaufleisch aus der zentralen Nordsee von über 15 Bq/kg (1982) auf unter 1 Bq/kg (1999) abgesunken (KANISCH, 2000).

91. Eine begrenzte Anreicherung von Polonium 210 (Po-210) ist bei Meerestieren im näheren Einwirkungsbereich der Abwasserableitungen von Phosphatsäure- und Düngemittelindustrien im Schelde-Delta festzustellen (OSPAR, 2000b). Diese Abwässer/Abfälle sind mit Uran, Radium und Polonium belastet. Die Emissionen sind in den letzten Jahren allerdings mit fortschreitendem Rückgang der Phosphatproduktion in Europa und Verlagerung der Rückstandsentsorgung auf Deponien deutlich zurückgegangen.

92. Insgesamt ist die Belastung der Nordsee durch von Menschen erzeugte („künstliche“) Radionuklide gesunken. Verantwortlich hierfür ist der Rückgang der Ableitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen La Hague und Sellafield. Trotz alledem stellen diese beiden Anlagen weiterhin die dominante Quelle (abgesehen von den oberirdischen Kernwaffentests) für „künstliche“ Radionuklide in der Nordsee dar. Außerdem werden in den letzten Jahren durch diese Anlagen in stärkerem Maße Tritium und Tc-99 in die Meeresumwelt eingeleitet. Die Konzentration von Radionukliden in marinen Organismen kann gerade im näheren Umfeld dieser beiden Einleiter die natürliche Hintergrundbelastung deutlich übersteigen. Die durch den Verzehr von Meerestieren möglichen zusätzlichen Strahlenbelastungen beim Menschen liegen gleichwohl in aller Regel weit unter dem empfohlenen Grenzwert der Internationalen Strahlenschutzkommission von 1 mSv/a (OSPAR, 2000b). Eine signifikante Strahlenbelastung für den Menschen durch den Verzehr von Meeresfisch aus der Nordsee ist demzufolge nicht gegeben. In gleicher Weise können keine bedenkenswerten Strahlenexpositionen durch künstliche Radionuklide in Meeresorganismen nachgewiesen werden.

2.1.4 Nährstoffeinträge und Eutrophierung

93. Die hohe Belastung der Nordsee durch anthropogene Nährstoffeinträge und die damit verbundenen Eutrophierungseffekte stellen nach wie vor ein gravierendes Problem dar. Von besonderer Relevanz sind dabei die Einträge von Stickstoff- und Phosphorverbindungen (vor allem Nitrate, Ammonium, Phosphate). Die erhöhte Verfügbarkeit dieser Nährstoffe kann sich negativ auf den Zustand des aquatischen Ökosystems auswirken. Ein wesentlicher Effekt der Eutrophierung sind die veränderten Wachstumsbedingungen für Phytoplankton. Die Entwicklung des Phytoplanktons in der Deutschen Bucht wird im Wesentlichen durch die Sonneneinstrahlung und die Verfügbarkeit von Nährstoffen beeinflusst. Große Nährstoffmengen führen sowohl zu verstärktem Phytoplankton-Wachstum als auch zu einer Verschiebung des Artenspektrums. Letzterer Effekt kann von unterschiedlichen Konkurrenzfähigkeiten verschiedener Spezies bei erhöhtem Nährstoffangebot, aber auch von Änderungen der Limitationsverhältnisse der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor herrühren. Seit den 1980er-Jahren hat sich der Anteil von Kieselalgen (*Diatomeen*) am gesamten Phytoplankton verringert, während der Anteil von Flagellaten gestiegen ist (ICES, 2003, S. 18; vgl. auch CARSTENS et al., 2003, S. 343 ff.).

Das massenhafte Auftreten von Mikroalgen („Algenblüte“) gehört zwar zu den natürlichen Vorgängen in der Nordsee, übermäßige Algenblüten können jedoch schädigend wirken. Der Teil des Phytoplanktons, der nicht vom Zooplankton gefressen wird, sinkt auf den Meeresboden. Die biologischen Abbauprozesse der abgestorbenen und abgesunkenen Algen sind sauerstoffzehrend, sodass es bei großen Mengen abgesunkener Biomasse zu Sauerstoffmangel am Meeresboden kommen kann. Dieses in der Deutschen Bucht seit Beginn der 1980er-Jahre regelmäßig beobachtete Phänomen wird noch begünstigt durch die auftretenden Schichtungen und relativ langen Aufenthaltszeiten der Wassermassen. Beides verringert die Sauerstoffzufuhr zum Meeresboden. Dies kann den Tod von benthischen Lebewesen und Fischen zur Folge haben (BEUSEKOM et al., 2003, S. 185 ff.). Weiterhin können anaerobe Verhältnisse am Meeresboden ihrerseits die Verfügbarkeit von Nährstoffen beeinflussen. So führt Sauerstoffmangel am Meeresboden zur Freisetzung von im Sediment festgelegtem Phosphat. Es entsteht somit eine positive Rückkopplung hinsichtlich der Eutrophierung.

Problematisch für Meeresumwelt und wirtschaftliche Aktivitäten wie Fischerei, Marikultur und Tourismus können auch toxische Algenblüten sein. Im Bereich der Deutschen Bucht und des Wattenmeeres ist es bisher allerdings noch nicht zum großflächigen Auftreten toxischer Algen gekommen (BEUSEKOM et al., 2003, S. 182).

94. Um für den Artenbestand ein dauerhaft funktionsfähiges Ökosystem zu gewährleisten, muss der Nährstoffhaushalt der Nordsee auf einem Niveau reguliert werden, das ein exzessives Bakterien- und Algenwachstum ausschließt und einen ausreichenden Sauerstoffgehalt im Wasser garantiert. Entsprechende Qualitätsziele wurden von den OSPAR-Vertragsstaaten im Jahre 1998 für die Nordsee beschlossen (Tz. 325). Es ist davon auszugehen, dass die angestrebte 50%ige Reduktion der Nährstoffeinträge in die Nordsee nicht ausreicht, um diese Ziele zu erreichen. Allerdings bedarf es noch weiterer Untersuchungen, um die Wirkung von Reduktionsmaßnahmen genau abschätzen zu können (INK, 2002a, S. 121 f.). Auf der Grundlage von Ökosystem-Modellierungen wird derzeit davon ausgegangen, dass in der Folge einer 50%igen Reduktion der Flusseinträge in die Nordsee die Nährsalzkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor im Meer um maximal 25 bis 30 % zurückgehen werden. In Bezug auf den Parameter Chlorophyll läge die Reduktionswirkung bei etwa 25 bis 30 %, hinsichtlich der jährlichen Primärproduktion bei rund 30 % (CARSTENS et al., 2003, S. 345 f.).

Um der Eutrophierung der Nordsee dauerhaft entgegenzuwirken, sind Durchschnittskonzentrationen in Höhe von 0,15 mg/l Gesamtphosphor und 0,6 bis 1,8 mg/l Gesamtstickstoff in dem über die großen deutschen Flüsse eingetragenen Wasser anzustreben (CARSTENS et al., 2003, S. 343; Werte von HEINIS et al., 1995 für den Rhein abgeleitet). Diese Werte konnten trotz bereits erzielter Konzentrationsverminderungen noch nicht erreicht werden. Die durchschnittliche Gesamtphosphorkonzentration der Elbe konnte von 0,31 mg/l im Jahre 1988 seit Mitte der 1990er-Jahre auf 0,23 mg/l reduziert werden. Die durchschnittliche Stickstoffkonzentration des Elbwassers beträgt seit Mitte der 1990er-Jahre ca. 5 mg/l (CARSTENS et al., 2003, S. 342 f.) und damit das drei- bis achtfache des anzustrebenden Wertes. Für das Wattenmeer wird die alleinige Reduktion der Einträge über Flüsse jedenfalls nicht für ausreichend erachtet, vielmehr müssten auch die atmosphärischen Stickstoffdepositionen bis auf natürliche Hintergrundwerte reduziert werden (BEUSEKOM et al., 2001).

2.1.4.1 Eutrophierungsfolgen im Wattenmeer

95. Die Folgen der Eutrophierung sind im Wattenmeer gravierender als in der offenen Nordsee. Einige Auswirkungen sind auch optisch unmittelbar wahrnehmbar, etwa „Schwarze Flecken“ oder „Rote Tiden“ (s. u.). Durch Flüsse, Siele und Direkteinleitungen sowie auf dem Luftweg werden zwar große Mengen an Nährstoffen in das Wattenmeer eingeleitet, die hohe Konzentration an Schwebstoffen begrenzt jedoch zunächst die massenhafte Vermehrung des Phytoplanktons im Wattenmeergebiet. Diese findet zu großen Teilen erst in der offenen Nordsee statt. Die Massenansammlungen des Phytoplanktons werden von den Gezeiten wieder ins Wattenmeer eingetragen, was bisher zu einer Zunahme der Eutrophierung um den Faktor 2 bis 3 geführt hat. Die innere Deutsche Bucht einschließlich Wattenmeer ist daher von der OSPAR-Kommission auch als Eutrophierungsproblemgebiet im Rahmen des „Gemeinsamen Verfahrens“ (Tz. 326) klassifiziert worden. Als Folge der Überlastung mit organischer Substanz sind deutliche Eutrophierungseffekte zu beobachten (BEUSEKOM et al., 2003, S. 188 ff.):

– Besonders auffällige Massenansammlungen von Mikroplankton-Organismen sind Schaumberge im Küstenbereich, die als Folge der (verlängerten) Blüte der

Schaumalge (*Phaeocystis globosa*) entstehen oder die von Meeresleuchttieren (*Noctilluca scintillans*) verursachte so genannte Rote Tide (HANSLIK, 1999, S. 44).

– Bei den Makroalgen ist zu beobachten, dass sich die Grünalgen zulasten der Braun- und Rotalgen schnell ausgebreitet haben. Dies führte in den Sommermonaten zwischen 1989 und 1992 zu großflächigen Algenmatten im Wattenmeer vor der niedersächsischen Küste (KOLBE, 1999, S. 48; REISE, 2003, S. 197 ff.).

– Die so genannten Schwarzen Flecken oder Flächen – reduzierte und schwarzgefärbte Bereiche der Sedimentoberfläche – entstehen, wenn durch hohe Nährstoff- und Biomasseeinträge so viel organische Substanz abgelagert wird, dass nicht genügend Sauerstoff für deren Abbau zur Verfügung steht (BÖTTCHER, 2003, S. 193 ff.; SRU, 2000, Tz. 629).

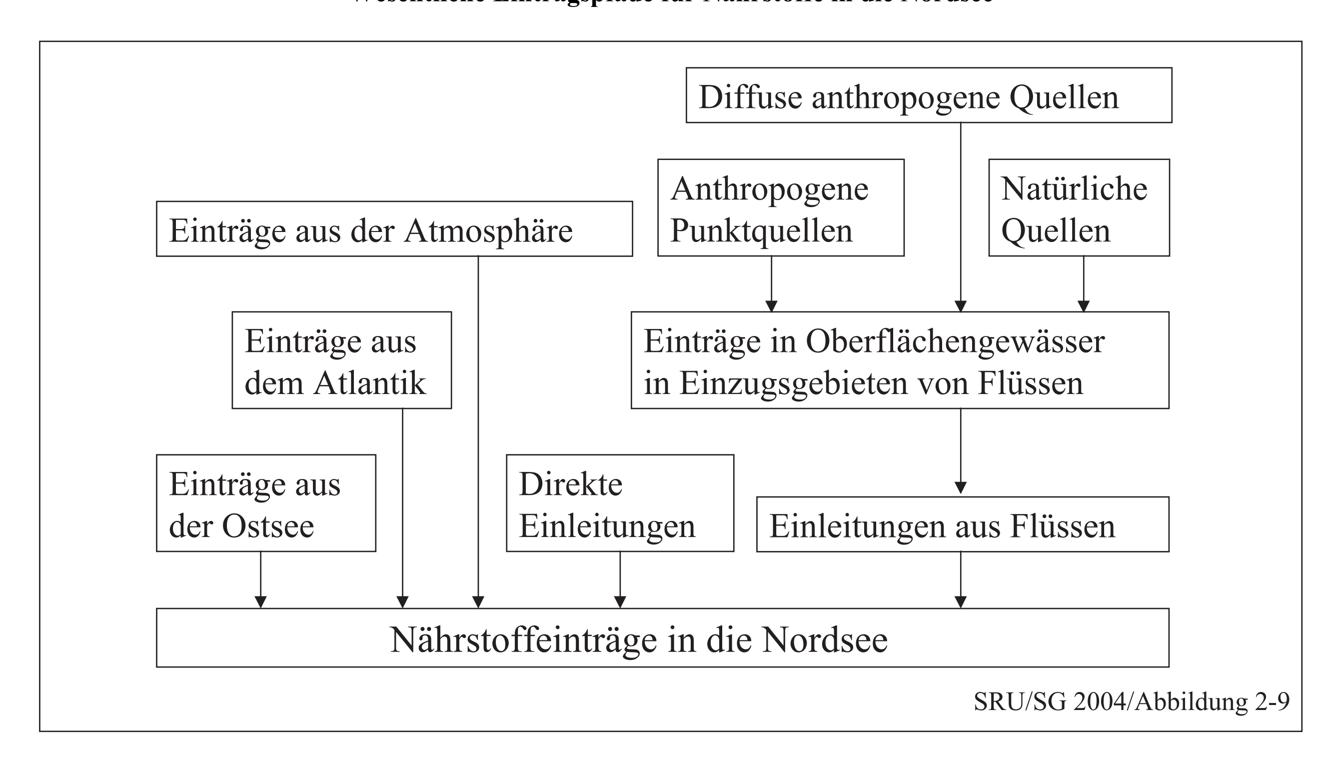
– Der deutliche Rückgang von Seegraswiesen vor der niedersächsischen Küste; zwischen Anfang der 1970er- und Mitte der 1990er-Jahre nahm die von geschlossenen Seegraswiesen bedeckte Fläche von 35,5 km² auf 8,2 km² ab. Dies ist neben anderen Faktoren auch auf die Eutrophierung zurückzuführen. Mit dem Rückgang der Seegräser, den einzigen auf den Watttflächen außerhalb der Verlandungszone vorkommenden Blütenpflanzen, geht der Verlust eines einzigartigen Lebensraumes und Nahrungsgrundes für einige Vogelarten, etwa die Ringelgänse (*Branta bernicla*), einher (KASTLER, 1999, S. 50).

2.1.4.2 Quellen und Entwicklung der Nährstoffeinträge

96. Nährstoffe gelangen auf verschiedenen Wegen in die Nordsee. Dabei haben die vom Menschen unbeeinflussten Einträge aus dem Atlantik den größten Anteil. Allerdings werden große Mengen an Nährstoffen aus der nördlichen Nordsee wieder in den Atlantik ausgeführt und gelangen nicht in die südlichen, flacheren Bereiche der Nordsee. Die Gesamtbilanz zwischen diesem Einstrom und Ausstrom von Stickstoff und Phosphor dürfte in etwa ausgeglichen sein (BROCKMANN et al., 2003, S. 72 ff.). Alle anderen Nährstoffeinträge stammen aus Quellen, die stark anthropogen beeinflusst sind. Besonders wichtig sind die Einträge aus den Flüssen des Einzugsgebietes der Nordsee, aus der Atmosphäre und auch aus direkten Einleitungen. Die Einträge aus der Ostsee sind dagegen nur von geringer Bedeutung. Die Tatsache, dass die anthropogenen Einträge in der Gesamtbilanz für die Nordsee nur einen relativ geringen Anteil haben, ist allerdings kein Signal für Entwarnung, da die Verhältnisse regional sehr unterschiedlich sind. Insbesondere in den Küstenbereichen kommt es durch die anthropogenen Einträge zu hohen Nährstoffkonzentrationen, die die oben beschriebenen Eutrophierungseffekte zur Folge haben. In Abbildung 2-9 sind die unterschiedlichen Pfade, auf denen Nährstoffe in die Nordsee eingetragen werden, schematisch dargestellt. Näher betrachtet werden im Folgenden Einträge über Flüsse, über die Atmosphäre sowie direkte Einleitungen.

Abbildung 2-9

Wesentliche Eintragspfade für Nährstoffe in die Nordsee



97. Für einige der Nährstoffeintragspfade, wie etwa direkte Einleitungen aus küstennahen Gebieten, sind die Einträge relativ leicht beobachtbar und regulierbar. Große Probleme tauchen allerdings auf, sobald Nährstoffe aus so genannten diffusen Quellen stammen und einer Vielzahl natürlicher Prozesse unterworfen waren, bevor sie die Nordsee erreichen. Ein Beispiel hierfür sind etwa Nährstoffe aus der landwirtschaftlichen Nutzung, die über das Grund- oder Oberflächenwasser in Flüsse und von dort in das Meer gelangen. In diesem Fall ist der Beitrag der Landwirtschaft zu den gesamten Nährstofffrachten der Flüsse an deren Mündung kaum bestimmbar (BROCKMANN et al., 2003, S. 62 ff.). Deshalb würde eine Fokussierung auf Nährstoffkonzentrationen und -frachten der Flüsse die Bewertung und die Ableitung von Handlungsempfehlungen erschweren. Eine effektive Regulierung der Nährstoffeinträge muss vielmehr auch deren Herkunft im Blick haben. Es werden deshalb zwei Ansätze zur Erfassung der anthropogen bedingten Nährstoffeinträge durch Flüsse unterschieden. Der frachtenorientierte Ansatz („load-oriented approach“) dient zur Quantifizierung der Nährstoffmengen an den Flussmündungen, berücksichtigt aber auch direkte Einleitungen in das Meer. Der quellenorientierte Ansatz („source-oriented approach“) wird genutzt, um eine Unterscheidung zwischen diffusen Quellen und Punktquellen treffen zu können und die Beiträge der einzelnen Verursacher zu bestimmen. Vielfach ermöglicht erst dieser zweite Ansatz konkrete Schlussfolgerungen hinsichtlich der notwendigen Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge. Im Folgenden werden Eintragswege und -entwicklungen für Stickstoff und Phosphor kurz dargestellt.

Stickstoff

98. Für Stickstoff haben Einträge über Flüsse den größten Anteil an den Gesamteinträgen, danach folgen atmosphärische und direkte Einträge. Das Verhältnis der Einträge für die genannten Quellen liegt etwa bei 10:3:1 (OSPAR, 2000b, S. 81 f.). Die hohen Stickstofffrachten der Flüsse im deutschen Einzugsgebiet der Nordsee sind hauptsächlich auf diffuse Einträge aus der Landwirtschaft (unter- und überirdischer Wasserabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen) und Einleitungen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen zurückzuführen (Tabelle 2-14). Atmosphärische Stickstoffeinträge rühren im Wesentlichen und zu ungefähr gleichen Teilen vom Verkehr, von häuslichen und industriellen Verbrennungsanlagen sowie von landwirtschaftlichen Nutzungen (Tierhaltung und Düngung) her (BROCKMANN et al., 2003, S. 66).

99. Bei einer Betrachtung aller sich im Einzugsgebiet der Nordsee befindenden Staaten wird der große Anteil Deutschlands an den Stickstoffeinträgen deutlich (Abbildung 2-10). Zwischen 1985 und 2000 konnten die Einträge in Oberflächengewässer zwar in allen Staaten reduziert werden, die Reduktionen blieben allerdings (zum Teil deutlich) unter 50 %. Am geringsten fielen die Verringerungen in Belgien und der Schweiz (um 19 % bzw. 16 %) aus, die höchsten Reduktionen erreichten Schweden und die Niederlande mit jeweils 44 %. Ein Grund für die insgesamt relativ niedrigen Reduktionen liegt darin, dass vielfach die Einträge aus dem Landwirtschaftssektor kaum verringert werden konnten (INK, 2002a, S. 125).

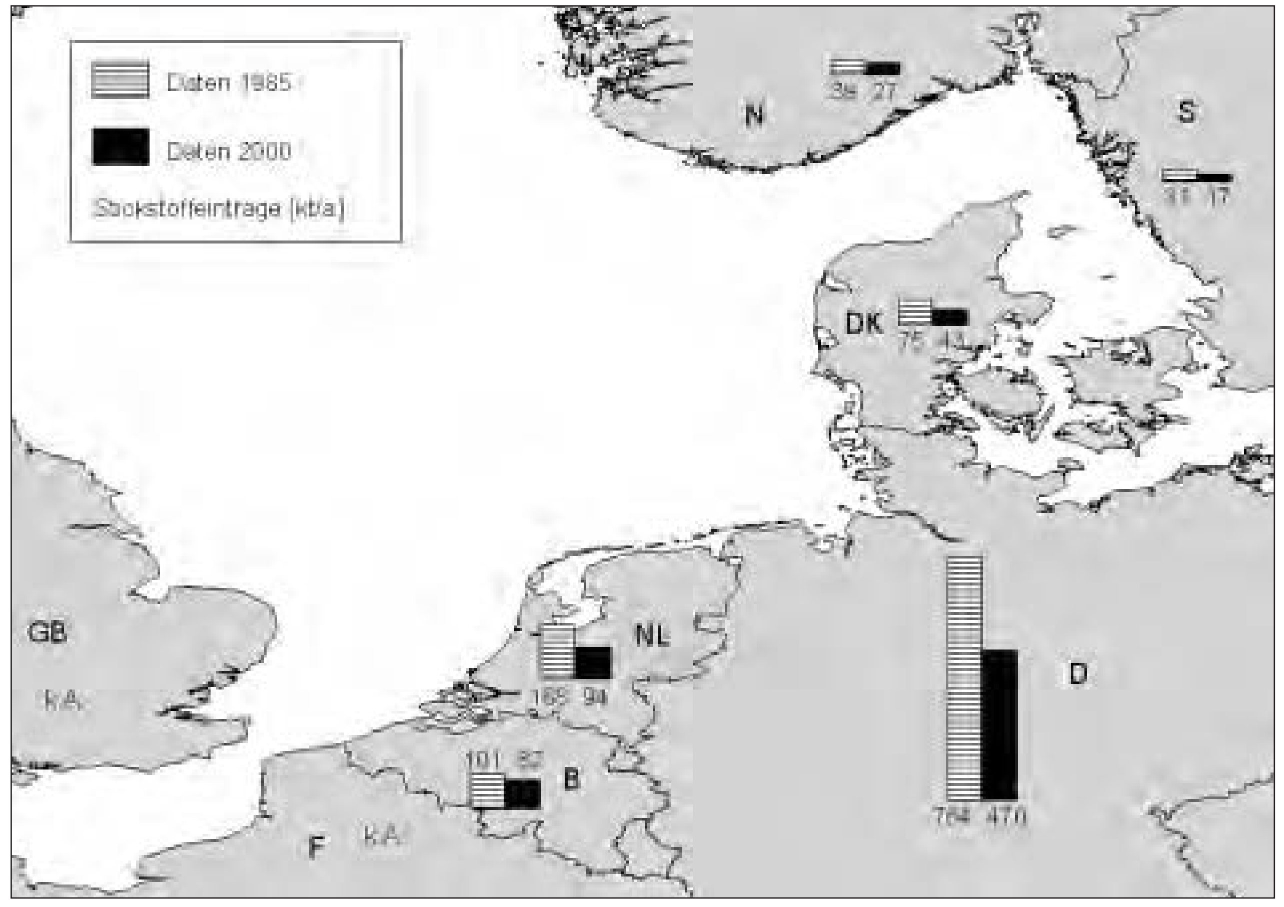
100. Bezüglich der Entwicklung der anthropogenen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Nordsee gibt es unterschiedliche Datenquellen, die aber dieselbe, eindeutige Tendenz aufzeigen. Gemäß den 1998 übermittelten und von der OSPAR-Kommission 2001 veröffentlichten Daten (OSPAR, 2001, S. 17) sind die Stickstoffeinträge zwischen 1985 und 1995 um 26 % zurückgegangen. Bis zum Jahre 2000 verringerten sich die Einträge nach Daten der Internationalen Nordseeschutzkonferenz um weitere 12 % auf insgesamt 38 %. Während bis zum Jahre 2000 die quantitativ bedeutsamsten diffusen Einträge aus der Landwirtschaft lediglich um 16 % zurückgingen, waren deutliche Reduktionen im Bereich der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung (51 bzw. 79 %) zu verzeichnen (Tabelle 2-14). Ein großes Potenzial zur weiteren Emissionsverringerung liegt im Bereich der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft (s. u.). Bei der Abwasserbehandlung können zusätzliche Reduktionen insbesondere durch technische Verbesserungen vor allem von Großanlagen erreicht werden (Abschnitt 3.3.3.5).

In Bezug auf die durch Direkteinleitungen in die Nordsee transportierten Stickstoffmengen ist ein kontinuierlicher Abnahmetrend zu verzeichnen. Während im Jahre 1990 noch ca. 105 000 Mg Stickstoff direkt in die Nordsee eingeleitet wurden, betrug die Menge im Jahre 1996 nur noch 75 000 Mg. Das entspricht einer Reduktion um fast 30 %. Dagegen sind in Bezug auf Flusseinträge (einschließlich natürlicher Nährstofffrachten) und auf Einträge aus atmosphärischer Deposition für den genannten Zeitraum keine eindeutigen Trends erkennbar. Während die Flusseinträge – in starker Korrelation mit den Abflüssen – zwischen 800 000 Mg und 1 400 000 Mg pro Jahr schwankten, blieben die Einträge aus atmosphärischer Deposition relativ konstant im Bereich von 350 000 Mg pro Jahr (OSPAR, 2000, S. 81 ff.).

101. Bei der Interpretation der Daten zu den Flusseinträgen in die Nordsee ist zu berücksichtigen, dass sich Reduktionserfolge im Bereich der diffusen Stickstoffeinträge aufgrund der teilweise erheblichen Verweilzeiten im Sicker- und Grundwasser erst mit einer gewissen Zeitverzögerung bemerkbar machen. Nach BEHRENDT et al. (2000, S. 15 f.) ist von mittleren Aufenthaltszeiten von zehn Jahren für das Einzugsgebiet des Rheins, von 20 Jahren für die Gebiete von Weser und Ems sowie von 30 Jahren für das Stromgebiet der Elbe auszugehen. Insofern ist damit zu rechnen, dass aufgrund der in der Vergangenheit entstandenen Stickstoffüberschüsse im Grundwasser selbst bei reduzierter Neuzufuhr von Stickstoffdünger auch weiterhin wesentliche Nährstoffmengen in die Flüsse gelangen werden.

Abbildung 2-10

Stickstoffeinträge ausgewählter Anrainerstaaten in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes eutrophierungsgefährdeter Nordseegebiete (1985, 2000)



SRU/SG 2004/Abbildung 2-10; Datenquelle: INK, 2002a, S. 125–129

Tabelle 2-14

Anthropogene Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer des deutschen Einzugsgebietes der Nordsee und erzielte Reduktionen (1985, 2000)

Emissionsquelle	1985		2000		
	Menge (Mg)	**Anteil**	**Menge (Mg)**	**Anteil**	**Reduktion**
Diffuse Einträge (Landwirtschaft)	364 200	*48 %*	304 300	*65 %*	*16 %*
Kommunale Kläranlagen	245 500	*32 %*	119 700	*25 %*	*51 %*
Direkteinträge Haushalte	31 800	*4 %*	20 700	*4 %*	*35 %*
Direkteinträge Industrie	122 200	*16 %*	25 100	*5 %*	*79 %*
Gesamteinträge	**763 700**	***100 %***	**469 800**	***100 %***	***38 %***

SRU/SG 2004/Tabelle 2-13; Datenquelle: INK, 2002a, S. 125–129

Phosphor

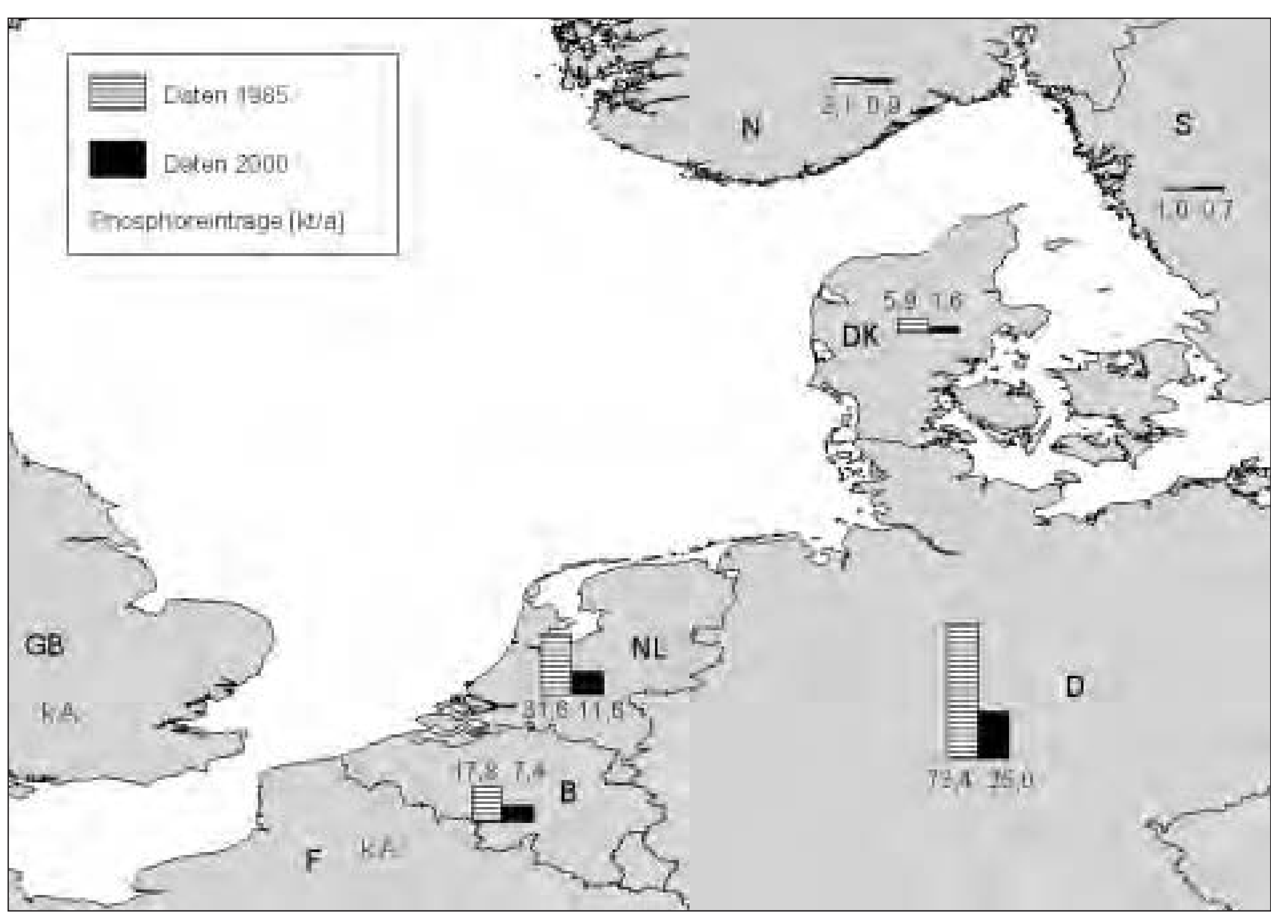
102. Auch beim Phosphor entstehen die größten Belastungen durch die Stofffrachten der in die Nordsee mündenden Flüsse. Diese Frachten konnten zwar zwischen 1985 und 2000 reduziert werden, summieren sich aber dennoch zu etwa 80 bis 85 % der gesamten anthropogenen Phosphoreinträge in die Nordsee. Einen Überblick über die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer der verschiedenen OSPAR-Staaten gibt Abbildung 2-11. Die restlichen 15 bis 20 % der Einträge in die Nordsee entstehen durch Direkteinleitungen (OSPAR, 2000, S. 82). Die über die Atmosphäre eingetragene Phosphormenge hingegen ist derart gering, dass sie in den Zustandsbewertungen von INK und OSPAR gänzlich vernachlässigt wird.

103. Die von Deutschland über Flüsse in die Nordsee transportierten Phosphormengen sind zum überwiegenden Teil auf die Landwirtschaft und auf kommunale Abwässer zurückzuführen (Tabelle 2-15). Dabei wurde im Zeitraum von 1985 bis 2000 eine deutliche Reduktion der Gesamteinträge um 66 % erreicht. Dieser Reduktionserfolg ist vor allem durch die Verbesserung der Sammlung und Behandlung kommunaler Abwässer erreicht worden. Aber auch industrielle Direkteinleiter konnten die eingetragenen Mengen an Phosphor erheblich verringern. Des Weiteren trug die Markteinführung phosphatfreier Waschmittel zur Senkung der Einträge bei.

Dagegen sind die aus diffusen Quellen (insbesondere der Landwirtschaft) in die Flüsse eingetragenen Phosphormengen zwischen 1985 und 2000 nahezu konstant geblieben. Da sich auf vielen landwirtschaftlich genutzten Flächen durch die übermäßige Verwendung von Phosphordünger große Überschüsse der schwerlöslichen Phosphorverbindungen im Oberboden angesammelt haben, ist davon auszugehen, dass selbst eine deutliche Verringerung der Phosphordüngung erst nach langer Zeit zu merkbaren Verringerungen der Einträge in die Oberflächengewässer führen wird. In der Zwischenzeit werden durch Erosion und Drainage weiterhin große Mengen der angereicherten Phosphorverbindungen aus den Böden in die Oberflächengewässer transportiert. Um diesen Prozess zu verlangsamen, wären Maßnahmen zum Erosionsschutz notwendig (AUERSWALD, 1997). Das Anlegen von ausreichend breiten Gewässerrandstreifen trüge ebenfalls zur Reduktion der Phosphor- aber auch der Stickstoffeinträge bei.

Abbildung 2-11

Phosphoreinträge ausgewählter Anrainerstaaten in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes eutrophierungsgefährdeter Nordseegebiete (1985, 2000)



SRU/SG 2004/Abbildung 2-11; Datenquelle: INK, 2002a, S 125–129

Tabelle 2-15

Anthropogene Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer des deutschen Einzugsgebietes der Nordsee und erzielte Reduktionen (1985, 2000)

Emissionsquelle	1985		2000		
	Menge (Mg)	Anteil	Menge (Mg)	Anteil	Reduktion
Diffuse Einträge (Landwirtschaft)	13 507	*18 %*	12 943	*52 %*	*4 %*
Kommunale Kläranlagen	46 858	*64 %*	8 139	*33 %*	*83 %*
Direkteinträge Haushalte	6 854	*9 %*	2 832	*11 %*	*59 %*
Direkteinträge Industrie	6 146	*8 %*	1 104	*4 %*	*82 %*
Gesamteinträge	**73 365**	***100 %***	**25 018**	***100 %***	***66 %***

SRU/SG 2004/Tabelle 2-14; Datenquelle: INK, 2002a, S. 125–129

Zusammenfassung

104. Die bisherigen Reduktionen von Stickstoff- und Phosphoremissionen sind im Wesentlichen im Bereich der punktuellen Einträge erzielt worden. Die Emissionen aus Punktquellen der industriellen Direkteinleitung und kommunalen Abwasserbeseitigung konnten seit Mitte der 1980er-Jahre drastisch reduziert werden (Phosphor ca. 80 %, Stickstoff ca. 60 % zwischen 1985 und 2000). Dagegen konnten diffuse Einträge im gleichen Zeitraum kaum gesenkt werden. Für die Belastung der Nordsee mit Nährstoffen ist nunmehr zum weitaus größten Teil die landwirtschaftliche Düngung verantwortlich. Die Stickstoffverbindungen und Phosphate aus der landwirtschaftlichen Nutzung fließen über die Flüsse in das Meer ab oder werden auch über die Luft weiträumig bis ins Meer transportiert. Ein wesentlicher Verursacher der Stickstoffeinträge ist – neben der Landwirtschaft – der Verkehr (s. a. Abschnitt 3.3.3.7). Bei den Einträgen aus den diffusen Quellen der Landwirtschaft und des Verkehrs sind nur vergleichsweise schwache Reduktionen zu verzeichnen (um 16 % bei Stickstoff bzw. um 4 % bei Phosphor aus der Landwirtschaft zwischen 1985 und 2000).

2.1.5 Umweltrisiken und -belastungen durch die Seeschifffahrt

105. Die Schiffswege in der Nordsee – speziell in der Deutschen Bucht und der Straße von Dover – gehören zu den meist befahrenen Seewegen der Welt. Im Jahr 1996 fuhren ca. 270 000 Schiffe die wichtigsten Häfen in der Nordsee und im englischen Kanal an (OSPAR, 2000b). Dabei muss beachtet werden, dass in der Vergangenheit wie auch in der Zukunft ein stetiger Anstieg des Seeverkehrs zu verzeichnen ist beziehungsweise erwartet wird. So expandierte die Welthandelsflotte im Zeitraum von 1990 bis 2000 von einer Bruttoraumzahl (BRZ) von ca. 426 Mio. BRZ auf 558 Mio. BRZ, was einem Wachstum um 31 % entspricht (BSH, 2003c). In gleicher Weise nahm auch die Öltankerflotte von 232 Mio. TDW (Tragfähigkeitstonnage) Anfang 1989 auf 305 Mio. TDW Anfang 2003 zu. Auffällig ist, dass in den letzten Jahren das Durchschnittsalter der Tankschiffflotte – beispielsweise von 17,5 Jahre Anfang 1999 auf 18,3 Jahre Anfang 2003 – zugenommen hat (ISL, 2003; VSM, 2003).

Der stetig zunehmende Schiffsverkehr spiegelt sich auch in der Entwicklung des Güterumschlags in den Nordseehäfen wider, wo ebenfalls eine Zunahme in den letzten Jahren zu beobachten ist (Abbildung 2-12).

106. Der Schiffsverkehr bringt für die Nordsee zahlreiche Belastungen und Risiken mit sich, die bei einem ansteigenden Verkehrsaufkommen weiter zunehmen werden. Auf die Probleme der Öleinträge durch Schiffsbetrieb, durch illegale Einleitungen und durch Schiffsunglücke wurde bereits in Abschnitt 2.1.3.3 näher eingegangen (Tz. 80 ff.). Dabei zeigte sich, dass die „chronische Ölverschmutzung“ über die Seeschifffahrt weiterhin ein Problem darstellt, auch wenn inzwischen ein Rückgang der illegalen Öleinleitungen festgestellt werden konnte. Mit der Zunahme des Schiffsverkehrs wird auch das Risiko des Eintrags großer Ölmengen durch einen Schiffsunfall steigen. Weitere Faktoren, die dieses Risiko erhöhen, sind unter anderem die zunehmende Alterung der Tankschiffflotte und die Errichtung von Windkraftanlagen in der offenen Nordsee (Abschnitt 2.5.3).

Zwei weitere besonders bedeutende Probleme – die atmosphärischen Emissionen der Schiffe und der Eintrag gebietsfremder Arten durch Ballastwasser – werden nachfolgend behandelt. Andere Belastungen entstehen durch den Eintrag von (Plastik-)Müll, die Ableitung von Abwässern zum Beispiel aus dem Sanitär- und Küchenbereich und den Eintrag von Schadstoffen aus Schiffsanstrichen wie TBT (Tz. 71). Plastikmüll führt zur Verunreinigung von Stränden und bedroht Organismen, wenn sich diese darin verfangen oder Plastikteile verschlucken. Schiffsabwässer tragen unter anderem zur Eutrophierung bei.

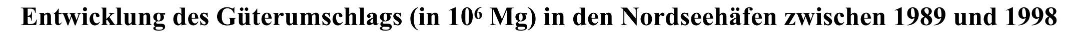
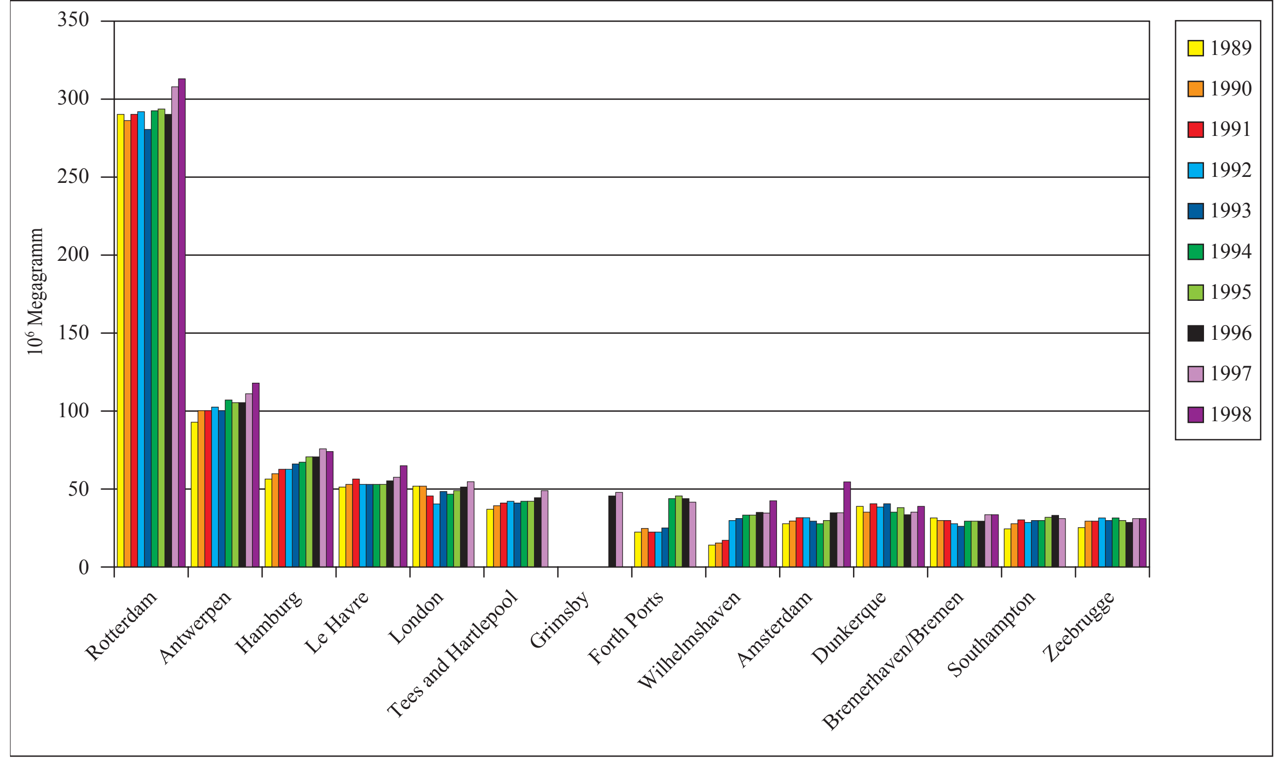


Abbildung 2-12

Entwicklung des Güterumschlags (in 10^6 Mg) in den Nordseehäfen zwischen 1989 und 1998



Quelle: OSPAR, 2000b, verändert

2.1.5.1 Atmosphärische Emissionen

107. Durch den Seeverkehr werden Luftschadstoffe in Form von Gasen und Partikeln freigesetzt, die eine schädigende Wirkung auf das Ökosystem, die Organismen und die Atmosphäre haben. Maßgebliche Bedeutung für den Meeresumweltschutz haben dabei die hohen Schwefeldioxid (SO_2)- und Stickstoffoxid (NO_x)-Emissionen, die zur Versauerung und Eutrophierung der Meere beitragen. Außerdem wird angenommen, dass durch die Seeschifffahrt auch bedeutende Mengen Schwermetalle emittiert werden. Über genauere Mengen liegen allerdings bisher keinerlei Daten vor (BARTNICKI et al., 2003).

Ein Großteil dieser Emissionen wird in Küstennähe freigesetzt. Es wurde berechnet, dass etwa 90 % der SO_2- und NO_x-Emissionen aus der Schifffahrt in der Nordsee aus einer Zone nicht mehr als 90 km von der Küstenlinie entfernt stammen.

108. In den Schiffsmotoren wird aus Kostengründen vorzugsweise schweres Öl beziehungsweise Bunkeröl (Abfallprodukt aus Raffinerieprozessen) eingesetzt, das einen hohen Schwefelanteil von etwa 3 % hat, wodurch stark schwefelhaltige Abgase freigesetzt werden. Im Jahr 2000 wurden in Europa 2,6 Mio. Mg SO_2 und 3,6 Mio. Mg NO_x durch die Schifffahrt emittiert (Tabelle 2-16, S. 76; EEB et al., 2003; spezifische Zahlen für die Nordsee fehlen). Dadurch, dass an Land die Emissionsquellen durch verschärfte Anforderungen an Einsatzstoffe und Anlagentechnik zunehmend weniger emittieren, steigt der Anteil der Schifffahrt an diesen Luftverunreinigungen kontinuierlich an. In Europa stammen derzeit etwa 30 % der SO_2-Emissionen und etwa 27 % der NO_x-Emissionen aus der Schifffahrt. Durch die Umsetzung weiterer umweltpolitischer Regelungen für landbezogene Quellen (z. B. NEC-Richtlinie, Abschnitt 3.4.3.2) und durch den weiteren Anstieg der Schiffsemissionen aufgrund der zu erwartenden Zunahme des Schiffsverkehrs werden sich diese Anteile weiter erhöhen (Tabelle 2-16).

109. Der Großteil der Schadstoffe wird über dem Meer emittiert und dort über die Depositon wieder eingetragen. Wie in Tabelle 2-17 zu sehen ist, haben allerdings die SO_2- und NO_x-Emissionen aus der Schifffahrt inzwischen auch einen nicht unerheblichen Anteil an der versauernden Deposition an Land. In manchen europäischen Ländern ist die Schifffahrt bereits jetzt die dominierende Schadstoffquelle für Versauerungseffekte an Land.

In Gebieten mit einem besonders hohen Schifffahrtsaufkommen wie den stark besiedelten Küstenzonen und den Häfen ist die Belastung durch diese Schadstoffquelle noch deutlich höher. In Hamburg beispielsweise stammen ca. 80 % der SO_2-Emissionen aus der Schifffahrt (Umweltbehörde Hamburg, 1999).

Die Seeschifffahrt hat somit einen nicht unerheblichen Anteil an der Versauerung und Eutrophierung der Meere durch den atmosphärischen Eintrag von Schwefeldioxid- beziehungsweise Stickstoffverbindungen. Hiervon besonders betroffen sind die bereits stark belasteten Küstengebiete.

Tabelle 2-16

Gegenüberstellung der Schwefeldioxid (SO_2)- und Stickstoffoxid(NO_x)-Emissionen aus Quellen an Land und der Schifffahrt in den Jahren 1990, 2000 und 2010 (Prognose)

	SO_2 [1 000 Mg]		NO_x [1 000 Mg]	
	Quellen an Land	**Schifffahrt**	**Quellen an Land**	**Schifffahrt**
1990	16 363	2 001	13 389	2 808
2000	5 750	2 578	9 497	3 617
2010	3 850[a]	2 845[b]	6 519[a]	4 015[b]

[a] Zielmenge nach der NEC-Richtlinie; [b] bei einem angenommenen Wachstum von 1,5 % pro Jahr

Quelle: EEB et al., 2003

Tabelle 2-17

Länder, in denen der Anteil von Schwefeldioxid (SO_2)- und Stickstoffoxid(NO_x)-Emissionen aus der Schifffahrt an der landseitigen Gesamtdeposition dieser Luftschadstoffe besonders hoch ist

SO_2		NO_x	
Malta	*16 %*	Malta	*38 %*
Dänemark	*15 %*	Zypern	*24 %*
Niederlande	*13 %*	**Dänemark**	*20 %*
Schweden	*13 %*	Estland	*17 %*
Zypern	*10 %*	**Schweden**	*16 %*
Norwegen	*9 %*	Griechenland	*15 %*
Belgien	*9 %*	Portugal	*14 %*
Estland	*9 %*	**Niederlande**	*13 %*
Portugal	*9 %*	Finnland	*13 %*
Frankreich	*8 %*	Irland	*12 %*

Quelle: JONSON et al., 2000, verändert

2.1.5.2 Einschleppung gebietsfremder Arten

110. Die Nordsee besitzt ein spezifiziertes Artenspektrum (Abschnitt 2.1.7). Da die Arten- und Bestandszusammensetzung gerade in einem offenen marinen System stets einer natürlichen Dynamik unterliegen, kann es zu Massenentwicklungen einzelner Arten kommen, beziehungsweise können Organismen vorübergehend oder dauerhaft verschwinden. In diesen Prozess greift der Mensch ein, indem er über die geographischen Grenzen und teilweise über große Distanzen hinweg gebietsfremde Arten einschleppt. Diese können als Fressfeinde, Konkurrenten, Parasiten oder Pathogene heimische Arten schädigen oder sogar vollständig verdrängen. Das Überschreiten von physikalischen Barrieren, die Lebensgemeinschaften voneinander trennen, birgt die Gefahr der Homogenisierung der Artenzusammensetzung in den Lebensräumen und des Verlustes der regionalen Eigenarten der einzelnen Lebensräume (REISE et al., 1999).

111. Neben dem bewussten Einführen von gebietsfremden Arten für die Nutzung in der Marikultur, wie der pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*), werden in Begleitung dieser wirtschaftlich genutzten Organismen auch ungewollt Parasiten oder andere anhaftende Arten mit eingeführt. Der Hauptanteil des Ferntransports erfolgt aber unabsichtlich über den Schiffsverkehr. Letzterer macht ungefähr 30 % des Arteneintrags aus, gegenüber 17 % aus der Aquakultur und 37 % aus nicht nachvollziehbaren Quellen und Wegen (WEIDEMA,

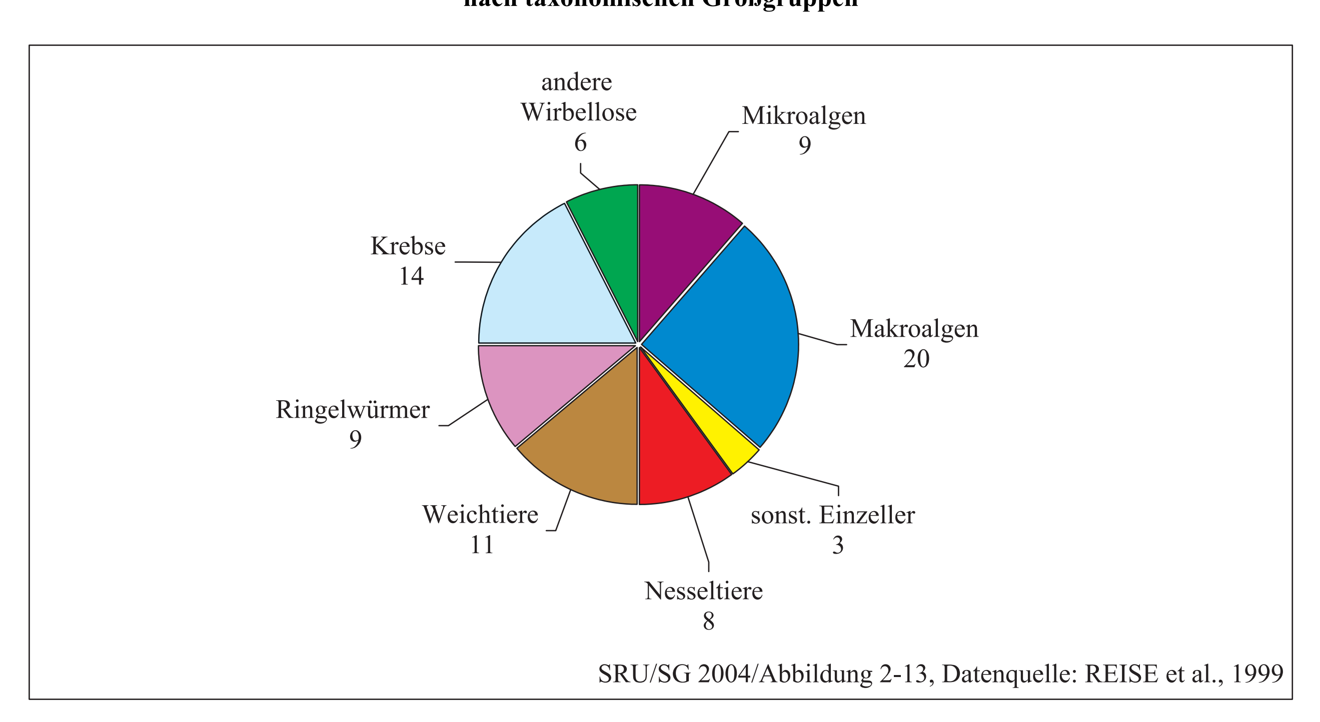
2000). Vor dem Einsatz von Antifoulinganstrichen stellte der Bewuchs auf den Schiffsaußenhäuten das bedeutendste Transportmittel dar. Inzwischen werden die meisten gebietsfremden Arten mit dem Ballastwasser eingeschleppt. Es wird geschätzt, dass jedes Jahr weltweit etwa 10 Millionen Mg Ballastwasser mit mehr als 3 000 unterschiedlichen Arten transportiert werden. In den letzten Jahrzehnten hat das Problem der Verschleppung gebietsfremder Arten stetig zugenommen. Ein Grund hierfür ist der weiter zunehmende und immer schnellere Schiffsverkehr. Gerade durch die höheren Geschwindigkeiten können immer mehr Organismen im Ballastwasser überleben und so geographische Grenzen überschreiten. Als ein Hinweis hierfür wird die Zunahme toxischer Algenblüten gewertet (GOLLASCH und MECKE, 1996).

Für die Nordsee sind 80 eingeschleppte Arten nachgewiesen, die sich inzwischen hier etabliert haben (REISE et al., 1999). In den letzten zehn Jahren wurden in der Nordsee 28 Erstfunde von nicht einheimischen Arten beschrieben, von denen 17 Fälle über Ballastwasser hierher verbracht wurden, sieben Vertreter stammen aus der Aquakultur und für die übrigen ist die Herkunft unbekannt (GOLLASCH, 2003). Wie in Abbildung 2-13 erkennbar ist, stammen die inzwischen hier etablierten Arten aus verschiedenen taxonomischen Großgruppen, wobei Krebse und Makroalgen dominieren. Besonders beachtenswert ist die Gruppe der Mikroalgen, da diese durch Algenblüten besonders auffällig werden können.

112. Ob sich eine eingeschleppte Art etablieren kann, hängt von sehr vielen verschiedenen Faktoren ab. Die Temperatur und der Salzgehalt des Ökosystems, aus dem der Organismus stammt, spielen eine wichtige Rolle. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine tropische oder subtropische Art in der Nordsee heimisch wird, ist zum Beispiel äußerst gering. Aber auch andere biotische Faktoren wie Fressfeinde und Konkurrenz um Nahrung oder den Lebensraum bestimmen die erfolgreiche Etablierung einer gebietsfremden Art. Wenn die Lebensbedingungen für die eingeschleppte Art optimal sind und diese gegenüber heimischen Arten Vorteile hat, kann es zu einer massenhaften Vermehrung und Ausbreitung der gebietsfremden Art kommen. Ein Beispiel hierfür ist die Einschleppung des Japanischen Seetangs *(Sargassum muticum)*. Diese Art wurde zum ersten Mal in europäischen Gewässern 1984 im dänischen Limfjord beschrieben, und es wird vermutet, dass diese Art aus dem Pazifik mit der pazifischen Auster importiert wurde. Aufgrund seiner hohen Wachstumsrate, Fekundität und langen Lebensspanne konnte sich der Japanische Seetang erfolgreich ausbreiten. Inzwischen hat sich die Alge entlang der schwedischen, norwegischen und britischen Küste in Richtung Norden und Süden ausgebreitet, und man findet sie ebenso an der französischen Atlantikküste wie bei Helgoland. Probleme, die durch die Ausbreitung dieser Alge entstehen, sind die Verdrängung einheimischer Arten, Änderungen in der Zusammensetzung von Flora und Fauna, erhöhte Sedimentation, das Zuwachsen von flachen Buchten und kleinen Häfen und Beeinträchtigungen der küstennahen Fischerei (WEIDEMA, 2000).

Abbildung 2-13

Verteilung eingeschleppter und inzwischen etablierter Arten in der Nordsee nach taxonomischen Großgruppen



SRU/SG 2004/Abbildung 2-13, Datenquelle: REISE et al., 1999

Die in ihren Auswirkungen bekanntesten eingeschleppten Arten sind die chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*), die zeitweise zu einer Massenplage wurde und besonders die Fischerei beeinträchtigte, und der Schiffsbohrwurm (*Teredo navalis*). Jüngstes Beispiel ist die erst einige Monate alte Entdeckung der als „Killeralge“ bezeichneten Art *Pfiesteria piscicida* in der Nordsee (GOLLASCH, 2003). Diese planktische Alge stammt ursprünglich aus dem pazifischen Raum und ist dadurch bekannt geworden, dass sie an die Atlantikküste der USA eingeschleppt wurde und dort ein massenhaftes Fischsterben verursachte. Es gibt neben der ungiftigen Form auch eine Variante, die ein recht wirksames Toxin produziert, welches in so hohen Konzentrationen auftreten kann, dass es auf Fische letal wirkt. Besonders gut entwickelt sich die Alge in hocheutrophierten Gewässern, wo sich so genannte Algenblüten ausbilden. Bisher wurde nur die nichttoxische Variante in der Nordsee gefunden. Ob sich diese Art etablieren kann, wird sich in der Zukunft zeigen.

113. Ein ökonomischer Schaden, welcher durch die Einschleppung gebietsfremder Arten für einige Wirtschaftzweige entstanden ist, konnte in einigen Fällen ermittelt werden. So wurde zum Beispiel der durch den Schiffsbohrwurm verursachte Schaden an hölzernen Hafenanlagen (in der Ostsee) für das Jahr 1995 auf etwa 20 Mio. Euro geschätzt. Die Abschätzung der Folgen für den betroffenen Lebensraum ist angesichts der bereits bestehenden natürlichen Dynamik in einem aquatischem System sehr schwierig. Zusätzlich besteht noch das Problem, dass eine Art, die einmal in ein Ökosystem verbracht wurde, aus diesem nicht mehr entfernt werden kann. Wenn auch insgesamt der Artenaustausch durch anthropogene Vektoren nicht vollständig zu verhindern ist, so sollte doch zum Schutz der Biodiversität ein Artentransfer so gering wie möglich gehalten werden.

114. Das Risiko der Einschleppung gebietsfremder Arten über Ballastwasser von Schiffen kann schon durch einfache Maßnahmen reduziert werden (ICES, 2002b). Durch Wasserwechsel oder -aufnahme nur auf offener See und bei Tage (ein Großteil planktischer Organismen wandert bei Tage in tiefere Wasserschichten ab) wird die Zahl der mitaufgenommenen Organismen stark reduziert. Außerdem hat Plankton, welches von der offenen See stammt, nur sehr geringe Überlebenschancen in küstennahen Gewässern. Seit einiger Zeit wird an einfachen Verfahren gearbeitet, um im Ballastwasser enthaltene Organismen abzutöten. Während eine mechanische Behandlung des Ballastwassers zum Beispiel durch Siebe oder Filter unproblematisch ist, kann eine chemische Behandlung schädigende Wirkungen für das Ökosystem haben. Aus diesem Grunde ist es dringend notwendig, neben der Effektivität der Maßnahmen auch deren ökologische Auswirkungen zu untersuchen.

115. Zusammenfassend zeigt es sich, dass die Schifffahrt inzwischen den Hauptvektor bei der Einschleppung von gebietsfremden Arten in die Nordsee darstellt. Der Transport erfolgt dabei in erster Linie über das Ballastwasser. Eingeschleppte Arten können als Fressfeinde, Konkurrenten, Parasiten oder Pathogene heimische Arten schädigen oder sogar vollständig verdrängen. Gleichzeitig birgt das Überschreiten von physikalischen Barrieren, die Lebensgemeinschaften voneinander trennen, die Gefahr der Homogenisierung der Artenzusammensetzung in den Lebensräumen und des Verlustes der regionalen Eigenarten der einzelnen Lebensräume. Eine Abschätzung langfristiger Folgen für den betroffenen Lebensraum ist angesichts der bereits bestehenden natürlichen Dynamik sehr schwierig. Trotzdem sollte der zusätzliche Druck auf das Ökosystem Nordsee durch die Einschleppung gebietsfremder Arten so weit wie möglich verringert werden.

2.1.6 Belastungen durch lokale raumwirksame Eingriffe

2.1.6.1 Rohstoff- und Energiegewinnung, Verklappung von Baggergut, Küstenschutz

116. Der Zustand der Nordsee wird neben der fischereilichen Nutzung und der Seeschifffahrt auch von anderen wirtschaftlichen Aktivitäten im Meeresbereich, wie der Rohstoffgewinnung, Sedimententnahmen für Küstenschutzmaßnahmen, der Verklappung von Baggergut sowie neuerdings der Nutzung von Offshore-Windenergie beeinflusst.

117. *Erdgas und Erdöl* werden in der Nordsee seit Ende der 1960er-Jahre gefördert. Im Laufe der 1990er-Jahre war ein substanzieller Anstieg der geförderten Menge und der installierten Bohranlagen zu verzeichnen. So stieg die Zahl der Förderplattformen zwischen 1990/1992 und 1996/1998 von 300 auf 475 an. Öllagerstätten werden hauptsächlich im nördlichen Teil der Nordsee in der britischen und norwegischen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) ausgebeutet, während Gas vor allem in flacheren Gebieten der südlichen Nordsee in britischen und holländischen Gewässern gefördert wird. Die von Deutschland geförderte Öl- und Gasmenge ist im Vergleich zur Gesamtförderung verschwindend gering. Sie beläuft sich auf 0,5 Mio. Mg Erdöl und 300 Mio. m^3 Erdgas je Jahr, das entspricht etwa 0,1 % beziehungsweise 0,2 % der gesamten in der Nordsee geförderten Menge (OSPAR, 2000b, S. 41).

Umweltauswirkungen durch Aktivitäten zur Erdgas- und Erdölförderung ergeben sich durch Öl- und Chemikalieneinträge sowie durch den Bau von Pipelines (Tz. 119). Durch Einleitungen von bei der Ölförderung anfallendem, verunreinigtem Bohrklein sowie mit Öl verschmutztem Produktionswasser kann es zu physikalischem Ersticken oder chronischen toxikologischen Effekten bei Bodenorganismen kommen. Dies führt zu einer – in langen Zeiträumen reversiblen – Verringerung der Artenvielfalt und einer Ausbreitung opportunistischer Arten (EU-Kommission, 2002a, S. 38, vgl. auch Tz. 82). Die aus technischen Gründen bei Tiefbohrungen eingesetzten Chemikalien können unterschiedlich hohe Umweltrelevanz besitzen. Um die Beeinträchtigung der Meeresumwelt durch die mit zunehmender Fördermenge von 1993 bis 1998 wieder um etwa ein Drittel angestiegenen Ölein-

träge und durch die verwendeten Chemikalien zu verringern, vereinbarten die OSPAR-Mitgliedstaaten in der OSPAR-Empfehlung 2001/1 und im OSPAR-Beschluss 2000/2 Maßnahmen zur Verringerung der Produktionswassermenge sowie zur Kontrolle der verwendeten Chemikalien (SÖNTGERATH, 2003, S. 151 ff.).

118. *Sand und Kies* werden für Maßnahmen des Küstenschutzes, aber auch für kommerzielle Zwecke gefördert. In einigen Ländern decken Sand und Kies aus marinen Lagerstätten bis zu 15 % der Nachfrage nach diesen Rohstoffen. Hauptsächlich werden Sand- und Kiesvorkommen in den flacheren Gebieten der südlichen Nordsee genutzt. Die Länder mit den höchsten Förderaktivitäten sind dabei die Niederlande, Großbritannien und Dänemark (ICES, 2003a, S. 67). Von 1992 bis 1997 ist die geförderte Menge in der Nordsee von 34 Mio. m³ auf 45,6 Mio. m³ angestiegen (SÖNTGERATH et al., 2003, S. 153). Dieser Trend trifft allerdings nicht für die deutsche Sand- und Kiesförderung zu. Diese belief sich von 1984 bis 1992 in der Regel auf etwa 2 Mio. Mg pro Jahr, von 1993 bis 1997 lag sie in der Größenordnung von 1 Mio. Mg pro Jahr. Eine Ausnahme stellte das Jahr 1994 dar, in dem mehr als 7 Mio. Mg Sand für die Anlandung der aus norwegischen Gewässern kommenden Erdgasleitung „Europipe“ gewonnen wurden. In den anderen Jahren wurden die geförderten Sedimente für Küstenschutzmaßnahmen verwendet, etwa für Strandaufspülungen vor Sylt, Langeoog, Norderney und Borkum (OSPAR, 2000b, S. 37; SÖNTGERATH, 1998).

Mit der Sedimententnahme verbundene Probleme sind negative Auswirkungen auf benthische Lebensgemeinschaften, aber auch Veränderungen der Zusammensetzung des Sediments und der hydrographischen Situation des Gewässers (Fließgeschwindigkeit, Wasseraustausch und Sedimenttransport). Die dadurch bewirkte Veränderung der natürlichen Wasserumwelt kann zum einen Gefahren für den Küstenschutz mit sich bringen und stellt zum anderen einen empfindlichen Eingriff in die Lebensbedingungen der vom Meeresboden abhängigen Spezies dar. Es wurden im Zusammenhang mit Sedimentförderungen Rückgänge der benthischen Biomasse um 80 % festgestellt. Die Regeneration eines durch Sedimentextraktion gestörten Lebensraumes kann je nach herrschender Dynamik zwischen einem Monat und mehr als zehn Jahren in Anspruch nehmen (OSPAR, 2000b, S. 38, 102).

119. Aufgrund von teilweise erheblichen Sedimentumlagerungen hat die Verlegung von *Rohrleitungen und Stromkabeln* im küstennahen Bereich ähnliche Auswirkungen wie die Sedimentextraktion. Während ein weiterer Neubau von Ölpipelines nicht zu erwarten ist, könnten in den nächsten Jahrzehnten durchaus neue Erdgas-Förderstationen und zugehörige Festlandanbindungen errichtet werden (WIRTZ und SCHUCHARDT, 2003). Als Folge der Liberalisierung des europäischen Strommarktes und bedingt durch die geplante Nutzung von Offshore-Windenergie entsteht die Notwendigkeit, zusätzliche Stromkabel zu verlegen.

120. Die *Verklappung von Abfällen* spielt heute für den Zustand der Nordsee keine wesentliche Rolle mehr. Während bis in die 1980er- und 1990er-Jahre hinein noch eine Reihe von Materialien – etwa Klärschlamm oder Industrieabfälle – verklappt wurde, ist nunmehr nur noch die – in der Regel küstennahe – *Verklappung von Baggergut*, das beim Freihalten von Schifffahrtsrinnen anfällt, gestattet. Die nordseeweit verklappten Mengen blieben im Verlauf der 1990er-Jahre etwa konstant. Für Deutschland schwankten die Baggergutmengen in diesem Zeitraum zwischen 20 und 30 Mio. Mg jährlich und machten damit ungefähr ein Viertel der Gesamtmenge aus. (LIEBEZEIT, 2003; vgl. auch OSPAR, 2000b, S. 38 f.). Die größten Mengen an Baggergut fallen im Bereich der Flussunterläufe von Elbe, Weser und Ems an (RODIEK, 2003).

Neben der Beeinträchtigung der Bodenlebewesen und der Veränderung der Sedimenteigenschaften im Bereich der Klappstellen werden bei der Verklappung vor allem abgelagerte Schadstoffe freigesetzt. So finden sich im Baggergut aus Häfen besonders hohe Konzentrationen von Schwermetallen. Derartiges hoch belastetes Baggergut wird deshalb auch nicht innerhalb der Gewässer umgelagert, sondern nach geeigneter Behandlung an Land gelagert (LIEBEZEIT, 2003; vgl. auch Tz. 454). Welcher Anteil der bei Umlagerungen im Bereich der Flüsse freigesetzten Schadstoffe tatsächlich in die Nordsee gelangt, kann aufgrund der wechselnden natürlichen Gegebenheiten (z. B. Gezeiten) nicht genau berechnet werden (BMU und Umweltbundesamt, 2003).

Die direkten Auswirkungen der Schadstofffreisetzung im Umfeld der Verklappungsstellen scheinen insgesamt relativ unbedeutend zu sein. So zeigen Ergebnisse eines biologischen Monitorings im belgischen Hoheitsgebiet keine wesentlichen Beeinträchtigungen der Meeresumwelt durch verklapptes Baggergut (SFD, 2003). Es gilt als wahrscheinlich, dass infolge von Reduktionen der Schadstoffeinträge in die Nordsee (Abschnitt 2.1.3) zukünftig auch die Freisetzung von Schadstoffen durch Verklappung von Baggergut zurückgehen wird (LIEBEZEIT, 2003).

121. Die als Folgen des globalen Klimawandels zu befürchtenden Effekte, wie der beschleunigte Anstieg des Meeresspiegels sowie die Zunahme von Häufigkeit und Intensität von Sturmfluten, erhöhen die Anforderungen an zukünftige *Küstenschutzmaßnahmen*. Dies trifft in besonderem Maße für die Inseln und Halligen zu, die bereits derzeit starken Belastungen ausgesetzt sind. Neben dem Schutz von bewohnten und bewirtschafteten Gebieten spielen aber für die Ausgestaltung des Küstenschutzes auch Naturschutzziele eine Rolle. In der Vergangenheit durchgeführte Küstenschutzmaßnahmen verursachten häufig erhebliche Beeinträchtigungen der Küstenökosysteme. Beispielsweise führten Eindeichungen zu einem starken Rückgang von Salzwiesen, die Errichtung von Buhnen veränderte die Dynamik von Sedimentabtragung und -anlagerung und durch die Landgewinnung kam es zum Verlust natürlicher Sedimentationsräume.

Aufgrund von europäischen und nationalen Regelungen stehen Salzwiesen unter besonderem Schutz. Beispielsweise gehören sie zu den geschützten Lebensräumen nach Anhang der FFH-Richtlinie. Zum Schutz der Salzwiesen

bedarf es einer Extensivierung der Beweidung, der Vermeidung von Entwässerungen sowie dort, wo es mit dem Schutz der Bevölkerung vereinbar ist, des Deichrückbaues. In Niedersachsen und Schleswig-Holstein hat sich gezeigt, dass die Interessen von Küsten- und Naturschutz nicht unvereinbar sind (STOCK, 2003). So ging im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer zwischen 1989 und 1999 der Anteil intensiv beweideter Vorlandsalzwiesen von über 90 auf 33 % zurück. Teilweise kommt es zur Rückverlegung von Deichen, oder Sommerpolder werden geöffnet, sodass die Salzwiesenflächen zunehmen können (STOCK, 2003, S. 368).

Ausgelöst durch Kritik seitens des Naturschutzes, aber auch durch die hohen Kosten des bisherigen Küstenschutzes, werden bereits seit einigen Jahren zunehmend Alternativen diskutiert, die sowohl den Anforderungen des Küstenschutzes möglichst kostengünstig gerecht werden als auch Naturschutzziele berücksichtigen. Zu nennen wären hier Maßnahmen des so genannten integrierten Küstenzonenmanagements, wie etwa die Wiederherstellung tidebeeinflusster Vorländer, die Anlage von Sturmflutentlastungspoldern an Ästuaren, der verstärkte Einsatz von Strandaufspülungen oder die Festlegung von Höhe und Gestalt der Deiche anhand von Risikobetrachtungen, die hydrologische, soziologische und ökonomische Gegebenheiten einbeziehen (von LIEBERMANN, 2003).

122. Eine neuartige wirtschaftliche Aktivität in der Nordsee stellt die Nutzung der *Windenergie* dar. Die dafür notwendige Technologie ist derzeit noch nicht vollständig ausgereift, die Planungen für eine Reihe von großen Offshore-Windparks werden aber in Deutschland und auch anderen Nordsee-Anrainerstaaten intensiv vorangetrieben. In Deutschland wird der Schwerpunkt des Ausbaus im Bereich der AWZ erfolgen (BMU, 2002). Die Bundesregierung beabsichtigt einen ehrgeizigen, stufenweisen Ausbau der Offshore-Windenergienutzung, der im Einklang mit den Belangen des Naturschutzes erfolgen soll. Da der Umweltrat unter den gegebenen planungs- und genehmigungsrechtlichen Rahmenbedingungen hinsichtlich der Umsetzbarkeit dieses begrüßenswerten Zieles Bedenken hatte und dringenden Handlungsbedarf sah, entschloss er sich Anfang des Jahres 2003 zu einer umfangreichen Stellungnahme zur Offshore-Windenergienutzung, in der er Empfehlungen zur Verbesserung der geltenden Rechtsvorschriften machte (SRU, 2003a). Ein Aufriss der Problemlage des geplanten Ausbaus der Windenergienutzung auf See findet sich auch in Abschnitt 3.5.3.3.

2.1.6.2 Tourismus

123. Die Küstenregionen der deutschen Nordsee inklusive des Lebensraums Wattenmeer werden touristisch stark in Anspruch genommen. Die Nordseeküste Deutschlands einschließlich der vorgelagerten Inseln verzeichnete im Jahr 2002 etwa 2,5 Mio. Ankünfte und 16,5 Mio. Übernachtungen in Beherbergungsstätten mit mehr als neun Betten (Statistisches Bundesamt, 2003). Infolgedessen stellt der Tourismus in vielen Teilen der Nordseeküstenregionen einen wichtigen Wirtschaftsfaktor dar. Im deutschen Wattenmeerbereich trägt der Fremdenverkehr zu etwa 20 % des Volkseinkommens bei (SCHMIED et al., 2002; BfN, 1997, S. 187).

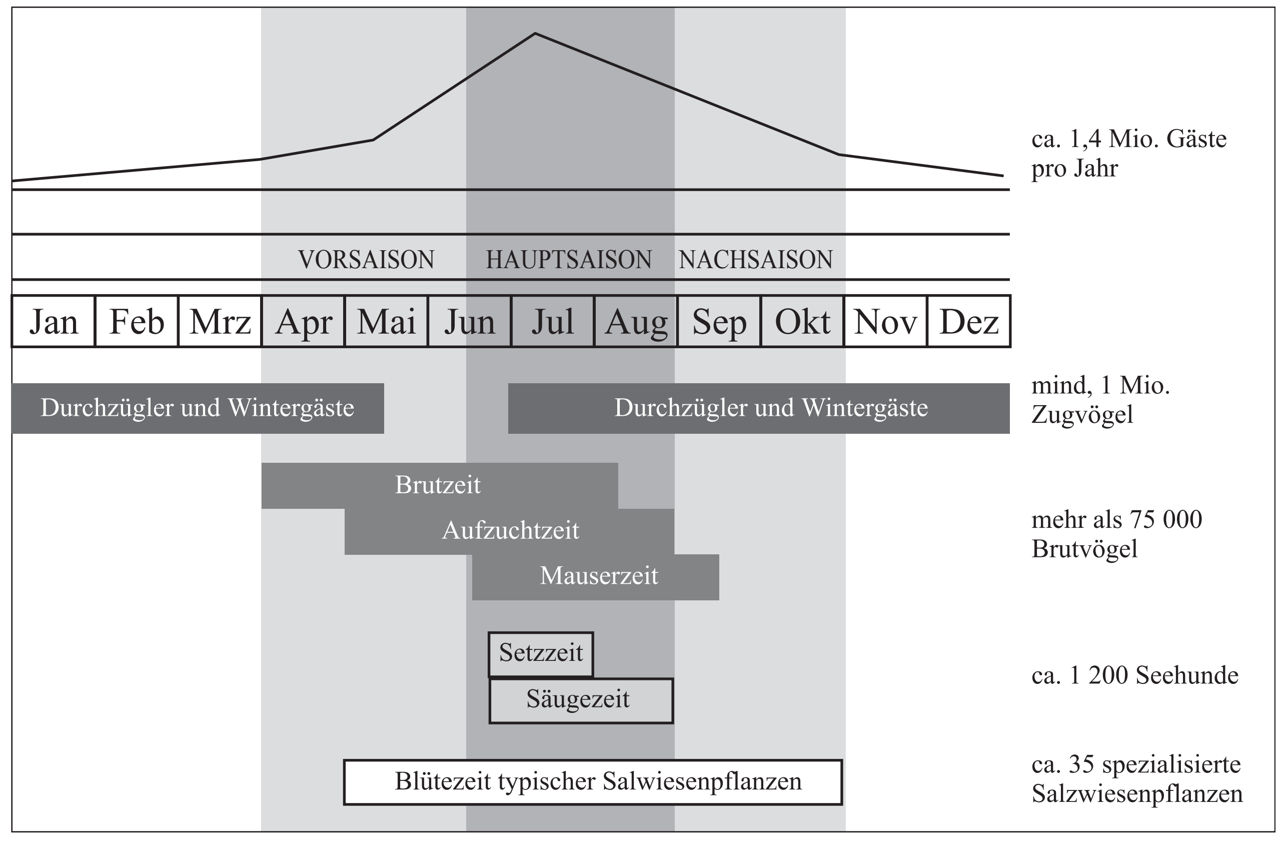
Naturschutz und Tourismus sind wechselseitig eng miteinander verbunden. Einerseits beeinträchtigt der Tourismus den Naturhaushalt, andererseits übt eine (zumindest auf den ersten Blick) intakte Natur eine touristische Anziehungskraft aus. Daher kann Tourismus sowohl zum Natur- und Landschaftsschutz anreizen, als auch zu dessen Zerstörung beitragen (REVERMANN und PETERMANN, 2002). Entscheidend für die Vereinbarkeit von Naturschutz und Tourismus ist daher die Frage der Ausgestaltung des Tourismus (zusammenfassend für das Wattenmeer GÄTJE, 2003). Dies betrifft insbesondere auch die Besucherlenkung in Stoßzeiten, wenn die hohe räumliche und zeitliche Konzentration von Touristen die Nutzungskonflikte verschärft. Für das Gebiet des Wattenmeeres kommt erschwerend hinzu, dass sich die biologischen Funktionen von Fauna und Flora mit den Saisonzeiten des Tourismus überlagern (Abbildung 2-14). Gerade in ihren Entwicklungsphasen sind Tiere und Pflanzen aber besonders empfindlich gegenüber Störungen (BUCHWALD, 1998).

124. Die direkten und indirekten Umweltfolgen des Tourismus umfassen sowohl die Flächeninanspruchnahme durch den Ausbau der Infrastruktur mit Straßen, Wegen, Parkplätzen und Wohnraum, als auch die teilweise erheblichen direkten Störungen der Tier- und Pflanzenwelt durch Erholungsaktivitäten vor Ort (SRU, 1998, Tz. 996 ff.; SCHMIED et al., 2002; BfN, 1997, S. 19 ff.). Der Tourismus kann zusätzlich als treibende Kraft für weitere umweltschädliche Entwicklungen angesehen werden. So trägt beispielsweise der Urlaubsverkehr, der knapp 8 % der gesamten Personenverkehrsleistung ausmacht (KLOAS und KUHFELD, 2002), mit seinem NO_x-Ausstoß zur Eutrophierung der Meere (Tz. 98) und über den Beitrag zum Klimawandel auch indirekt zur Beeinträchtigung der Meeresumwelt bei. Ebenso stellt das lokale Aufkommen großer Abwasser- und Abfallmengen in touristischen Ballungsgebieten mancherorts ein Problem dar. Die folgenden Ausführungen sollen jedoch auf die Auswirkungen des Tourismus auf die Lebensräume begrenzt bleiben.

125. Spezifische Umweltfolgen des Fremdenverkehrs im Küstenraum und auf den vorgelagerten Inseln betreffen Störungen der Vegetation, vor allem die Deflation und Zerstörung der Pflanzendecke durch Trittschäden. Dadurch werden Erosions- beziehungsweise Ausblasungsprozesse in den Dünen hervorgerufen oder verstärkt, was unter anderem eine Veränderung der Flora (KLUG und KLUG, 1998) sowie eine Beeinträchtigung der Küstenschutzwirkung der Dünen zur Folge hat. Zwischen 1900 und 1990 gingen rund 15 % bis 20 % der Dünen an der deutschen Nord- und Ostsee verloren (Bundesregierung, 2002c). Allerdings lässt sich nicht ermitteln, ob es sich um einen kontinuierlichen oder einen diskontinuierlichen Prozess handelt.

Abbildung 2-14

Zeitliche Überlagerung von Naturschutzbelangen und Fremdenverkehr im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer



Quelle: BUCHWALD, 1998

Von touristischen Aktivitäten an der deutschen Nordseeküste besonders betroffen sind Vögel, die aus ihren Rast-, Nahrungs- oder Brutplätzen in den Dünen, in den Salzwiesen und auf dem Strand aufgescheucht und vertrieben werden. Dies kann dazu führen, dass Zugvögel während ihrer Nahrungsaufnahme gestört werden und zusätzlich Energie durch Fluchtreaktionen verlieren, die ihnen zum Durchstehen des anschließenden Weiterflugs und zum erfolgreichen Brüten fehlt (EXO et al., 2003). Bei Brutvögeln ist eine Einschränkung des Bruterfolgs zu befürchten, wenn sie durch häufiges Hochschrecken das Nest oft verlassen müssen. Insbesondere strandbrütende Arten meiden die von Menschen genutzten Strandbereiche weiträumig, was bis zur Umsetzung der Betretensregelung im Jahr 1989 zu einem deutlichen Rückgang der brütenden Zwergseeschwalben (*Sterna albifrons*) führte; bei den Seeregenpfeifern (*Charadrius alexandrinus*) setzt sich dieser Trend weiter fort (POTEL und SÜDBECK, 1999). Auch Wasservögel werden durch den Tourismus beeinträchtigt. Unterschreiten Ausflugs- oder Sportboote beispielsweise die Fluchtdistanzen von mausernden Eider- (*Somateria mollissima*) und Brandenten (*Tadorna tadorna*), so werden diese aufgescheucht. Da Brandenten während ihrer Mauser für drei bis vier Wochen flugunfähig und daher besonders empfindlich gegenüber Störungen sind, sollten ihre Mausergebiete vom Schiffsverkehr freigehalten werden (NEHLS, 1999, 1998). Insgesamt stellen touristische Aktivitäten für elf von insgesamt 29 gefährdeten Brutvogelarten der deutschen Nordsee gemäß der Roten Liste eine Mitgefährdungsursache dar, bei immerhin vier Arten die alleinige Gefährdungsursache. Bei vier von fünf in der Nordsee vorkommenden gefährdeten Arten von marinen Säugetieren ist der Tourismus eine Mitgefährdungsursache.

Eine weitere, lokal begrenzte Umweltfolge des Tourismus betrifft die Überlastung der natürlichen Süßwasserlinsen auf einzelnen friesischen Inseln. Gerade in den ohnehin niederschlagsarmen Sommermonaten wird überdurchschnittlich viel Wasser entnommen, was zum Absinken des Grundwasserspiegels und somit zur Schädigung der aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes wertvollen feuchten Dünentäler führt (GALL und BUNJE, 1999).

126. Touristische Aktivitäten tragen in den Küstenbereichen der deutschen Nordsee seit langem zur Beeinträchtigung des Naturhaushaltes bei, die Nutzungskonflikte sind mit zunehmender Besucherzahl gestiegen. Allerdings sind die Gesamtbelastungen des Ökosystems durch die mit der Einrichtung der drei deutschen Nationalparks des

Wattenmeers eingeführten Steuerungsmöglichkeiten zurückgegangen (vgl. auch BUCHWALD, 1998, S. 201). Lokal allerdings sind weiterhin deutliche Nutzungskonflikte zwischen Naturschutz und Tourismus zu verzeichnen. So besteht gerade für strandbrütende Vogelarten noch deutlicher Schutzbedarf.

2.1.6.3 Umweltrisiken durch die Marikultur

127. In Anbetracht einer stagnierenden Fischerei und der zunehmenden Überfischung vieler Fischbestände bei gleichzeitig wachsender Nachfrage nach Fischereiprodukten ist die Züchtung von Fischen und Muscheln in Aquakulturen – seeseitig als Marikultur bezeichnet – ein viel versprechender und expandierender Wirtschaftszweig. In den Nordseeanrainerstaaten ist ein 10%iges Jahreswachstum in der Marikultur zu verzeichnen. Von den derzeit erwirtschafteten 1,4 Mio. Mg hat die Lachsproduktion den Hauptanteil, gefolgt von Miesmuscheln und Forellen. Neue Arten, deren Kultur sich inzwischen etabliert hat, sind zum Beispiel Heilbutt (*Hippoglossus hippoglossus*) und Steinbutt (*Psetta maxima*). Aufgrund der Tatsache, dass die Küstenregionen der Nordsee durch hohe Exposition gegenüber Wind, Strömungen und Wellenschlag nur wenig für herkömmliche Verfahren der Marikultur geeignet sind, ist die Produktion an europäischen Küsten außerhalb des Nordseeraumes deutlich höher. In der Zukunft könnten aber durch die geplante Windenergienutzung auf dem Meer und eine momentan angedachte Kombination dieser Offshore-Windparks mit Marikulturanlagen neue Flächen für diese Ressourcennutzung erschlossen werden (WALTER et al., 2003).

128. Die Intensivhaltung von Fischen in Unterwasserkäfigen führt je nach Ort und Zuchtmethode zu unterschiedlichen, meist lokal wirksamen Umweltproblemen (WALTER et al., 2003). Ein Problem ist die Freisetzung großer Nährstoffmengen aus diesen Anlagen durch schlechten Umsatz der zugeführten Futtermittel. Das Verhältnis von zugefügter und freigesetzter Nährstoffmenge ist allerdings durch ein optimiertes Futter und moderne Fütterungsmethoden bis heute deutlich verbessert worden. Gleichwohl kommt es aufgrund der lokalen Anreicherungen zu Eutrophierungseffekten.

Neben dem Nährstoffaustrag stellt diese Form der Marikultur auch ein hygienisches Risiko für die Meeresumwelt dar, da sich in den Käfigen Krankheitserreger und Parasiten rasch vermehren und diese auf Wildformen übertragen werden. Dies bedeutet insbesondere dann ein beträchtliches Risiko für die Umwelt, wenn gebietsfremde Arten in die Marikulturen eingesetzt werden, was die Gefahr birgt, neue Krankheitserreger und Parasiten einzuschleppen. Beispielsweise wurde die bakterielle Furunkulose durch eingeführte schottische Zuchtlachse auf norwegische Kultur- und Wildformen übertragen, was für letztere katastrophale Folgen hatte (BLAZER und LAPATRA, 2002). Es wird außerdem angenommen, dass sich möglicherweise entflohene Fische aus Marikulturbetrieben mit den Wildformen kreuzen und so zu genetischen Veränderungen beitragen, welche die Fitness reduzieren könnten (ICES, 2002c). In manchen norwegischen Flüssen mit einer geringen Lachsdichte stammten 50 % der gefangenen Tiere aus Kulturbetrieben (OSPAR, 2000b). Problematisch ist schließlich der Einsatz von Medikamenten, insbesondere Antibiotika, in den Fischzuchtbetrieben. Dies führt zu langfristigen Antibiotikaresistenzen in Bodenbakterien in unmittelbarer Nähe der Fischfarmen. Durch die bessere Auswahl von Farmstandorten, die Entwicklung von Impfstoffen gegen wichtige Infektionskrankheiten, ein optimiertes Bewirtschaften und verbesserte Hygiene konnte in den letzten Jahren die Anwendung von Antibiotika deutlich reduziert werden (MARONI, 2000).

129. Die Kultur von Muscheln ist eine weitgehend extensive Form der Marikultur. Dabei liegt die Problematik zum einen bei der Saatmuschelbefischung und zum anderen bei der Ausbringung von gebietsfremder Muschelsaat. Die Muschelsaat wird mit speziellen Dredgen von natürlichen Muschelbänken abgefischt, um dann auf spezielle Kulturflächen ausgebracht zu werden. Dabei kann es zu einer irreversiblen Schädigung der Muschelbänke kommen, die sogar zum vollständigen Verlust der natürlichen Bank infolge einer erhöhten Expositionsanfälligkeit führen kann. Als Alternative zu dieser Technik, die besonders im Wattenmeer eingesetzt wird, gibt es noch die so genannte Langleinenkultur. Hier werden den frei schwimmenden Miesmuschellarven künstliche Substrate, die an Langleinen befestigt sind, angeboten. Untersuchungen haben ergeben, dass diese Methode auch im Gebiet des Deutschen Wattenmeers erfolgreich einzusetzen wäre (WALTER und LIEBEZEIT, 2001).

Das bekannteste Beispiel für mögliche Folgen der Umsetzung von Muschelsaat in andere Gebiete war die Einführung der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) in der Nordsee, mit der unter anderem zwei neue Parasitenarten eingeschleppt wurden, die eine erhöhte Sterblichkeit einheimischer Austernbestände (*Ostrea edulis*) verursachten (PILLAY, 1992).

130. Mit modernen, ökologisch ausgerichteten Zuchtmethoden lassen sich die oben genannten Umweltrisiken der Marikulturen speziell in der Fischzucht indessen heute deutlich minimieren. Eine Anpassung der Besatzdichten an die Bedürfnisse der Tiere führt zu einer Reduzierung der notwendigen veterinärmedizinischen Substanzen, und eine Optimierung der Futterzugabe entsprechend den physiologischen Bedürfnissen der Tiere mindert den Nährstoffeintrag.

Um das Verbreitungsrisiko und die Einschleppung von gebietsfremden Arten durch die Marikultur zu reduzieren, hat der ICES ein Regelwerk erarbeitet, in dem verschiedene Vorgehensweisen, wie zum Beispiel Quarantänemaßnahmen, vorgesehen sind (ICES, 2002c) (siehe auch Abschnitt 3.5.3.8).

131. Insgesamt sind die Belastungen für die Nordsee durch Marikulturanlagen in den letzten Jahren zurückgegangen. Gründe hierfür waren in erster Linie Verbesserungen in den Fütterungsmethoden und bei der Futterzusammensetzung. Auch der Einsatz von Medikamenten – speziell Antibiotika – konnte reduziert werden. Trotz-

dem werden in der Nähe von Fischzuchtbetrieben immer noch Eutrophierungseffekte aufgrund von Nährstoffeinträgen beobachtet. Des Weiteren besteht nach wie vor das Risiko unerwünschter Wechselbeziehungen zwischen Wild- und Zuchtformen. Bei der Muschelzucht kommt es in erster Linie zu Schädigungen der Bodenfauna beim Einsatz von Dredgen für die Saatmuschelbefischung.

2.1.7 Kumulative Gesamtbelastung und Rückgang mariner Lebensräume

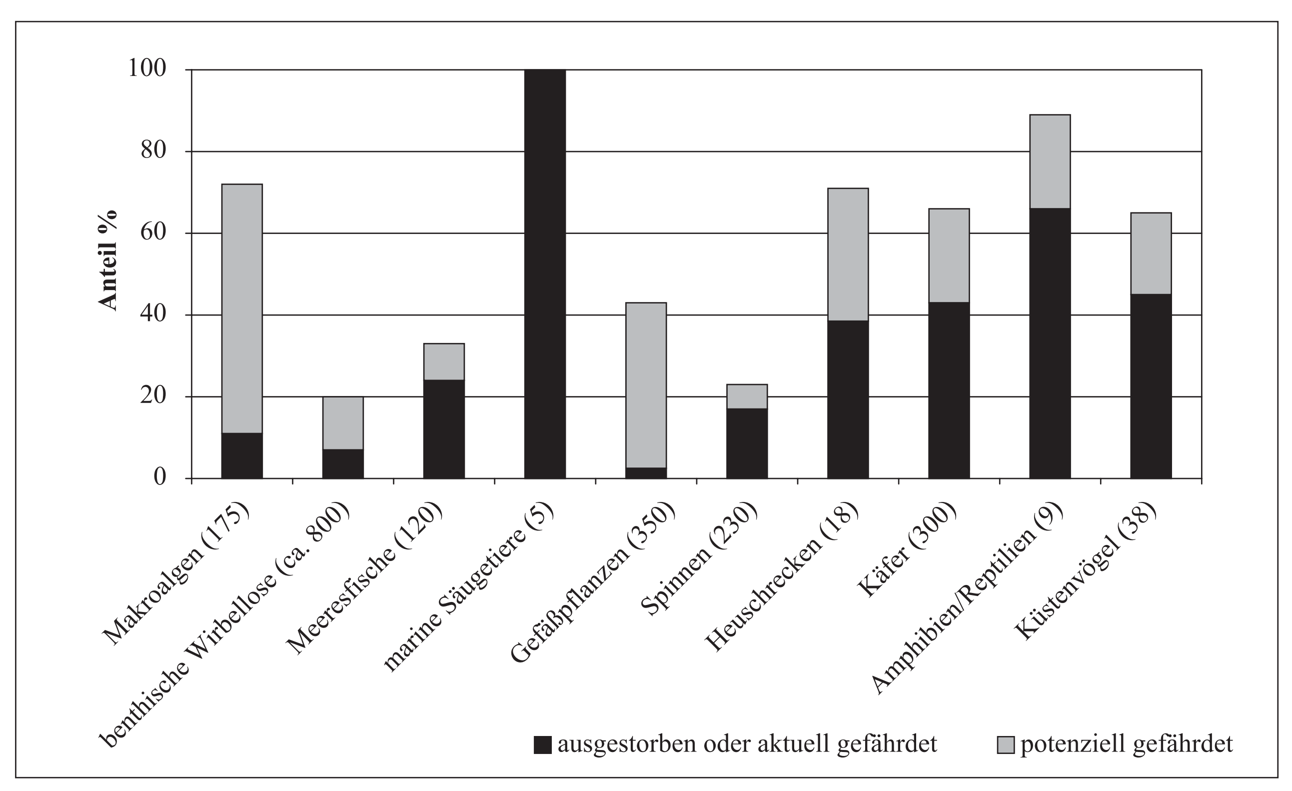
132. Das reichhaltige Artenspektrum der Nordsee reicht von Säugetieren über Reptilien, Vögel, Fische, Weichtiere, Nesseltiere und Phytoplankton bis hin zu Bakterien und Viren. Der Lebensraum dieser Arten umfasst neben dem Wasserkörper den Meeresboden und die Küstenbereiche. Etliche Tiere und Pflanzen des Nordseeraums sind von anthropogenen Einflüssen stark betroffen, sei es durch unmittelbare Nutzung (Fischerei, Abschnitt 2.1.2), durch Schadstoffeinträge (Abschnitt 2.1.3), durch Eutrophierung (Abschnitt 2.1.4), durch die Schifffahrt (Abschnitt 2.1.5) oder weil ihre Lebensräume durch Meeresanlagen, Küstenbau und Tourismus beeinträchtigt oder sogar zerstört werden (Abschnitt 2.1.6). Die weitaus gravierendste Gefährdung geht zurzeit zweifellos von der intensiven Fischerei aus.

2.1.7.1 Rückgang der Artenvielfalt

133. Die laufenden Erhebungen über die Entwicklung der Artenbestände der Nordsee zeigen, dass nach wie vor eine Rückentwicklung der Biodiversität zu verzeichnen ist und zahlreiche Arten in ihrem Vorkommen bedroht sind (von NORDHEIM et al., 2003). Die durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) herausgegebenen Roten Listen verdeutlichen dies und machen zugleich den Handlungsbedarf sichtbar.

Abbildung 2-15

Zusammenfassung der Roten Listen für die Meeres- und Küstenbereiche* der deutschen Nordsee. Die Gefährdung ist prozentual der einbezogenen Arten (Anzahl in Klammern) dargestellt.



* Es wurden nur Arten ausgewählt, die eine enge Bindung an die meeres- und küstentypischen, naturnahen Biotoptypen aufweisen und in diesen regelmäßig und typischerweise anzutreffen sind. Folgende zwei Kategorien der Einstufung wurden zur Vereinfachung für die Darstellung verwendet:
ausgestorben oder aktuell gefährdet: entspricht nach den Kriterien des BfN der Kategorie O (ausgestorben oder verschollen), 1 (vom Aussterben bedroht), 2 (stark gefährdet) und 3 (gefährdet)
potenziell gefährdet: entspricht laut BfN dem Kriterium P (potenziell gefährdet = Arten, die im Gebiet nur wenige und kleine Vorkommen besitzen, und Arten, die in kleinen Populationen am Rande ihres Areals leben) (siehe für Details BfN, 1995)

Quelle: von NORDHEIM et al., 2003, verändert

In Abbildung 2-15 ist eine Übersicht über die Ergebnisse der verschiedenen Roten Listen für die Nordsee und die angrenzenden Küstengebiete dargestellt. Von den hier vorkommenden fünf marinen Säugetierarten (Seehund *(Phoca vitulina)*, Kegelrobbe *(Halichoreus grypus)*, Schweinswal *(Phocoena phocoena*), Weißschnauzendelphin *(Lagenorhynchus albirostris*) und Großer Tümmler *(Tursiops truncatus*)) werden alle als aktuell gefährdet eingestuft. Der Große Tümmler ist bereits vollständig aus der deutschen Nordsee verschwunden (von NORDHEIM et al., 2003).

134. Die am häufigsten in der Nordsee vorkommende Walart, der Schweinswal, ist durch die Fischerei besonders bedroht. Die Wale verfangen sich in den Stell- oder Kiemennetzen und verenden dort. Das Ausmaß solcher Beifänge ist sehr schwierig abzuschätzen, die Angaben der betroffenen Fischer sind aus nahe liegenden Gründen nicht belastbar. Für die zentrale und südliche Nordsee wird der jährliche Beifang auf ca. 7 500 Schweinswale geschätzt (VESPER, 2003). Nach den im Jahr 1994 durchgeführten Bestandserhebungen im Nordseegroßraum und der abgeschätzten fischereibedingten Mortalität ergibt dies einen Wert von ca. 4,3 %. Dieser ist nach Meinung der IWC (International Whaling Commission) und gemäß ASCOBANS (Abkommen zur Erhaltung von Kleinwalen in der Ost- und Nordsee von 1994) mehr als doppelt so hoch wie der Maximalwert, ab dem mit einer Bedrohung des Bestands zu rechnen ist. Langfristig würde die derart erhöhte Sterblichkeit zum Aussterben dieser Walart in der Nordsee führen. Außerdem ist aus umweltethischer Sicht auch der qualvolle Tod von 7 500 kognitiv hoch entwickelten Lebewesen von Bedeutung (SRU, 2002a, Tz. 31, 33, 38). Der ICES hat dringend empfohlen, die Stellnetzfischerei in der zentralen und südlichen Nordsee zu reduzieren. Das ist momentan der einzige erfolgversprechende Weg, um ein Aussterben des Schweinswals in der Nordsee zu verhindern. Auf den Einsatz von Stellnetzen müsste insbesondere dort verzichtet werden, wo die Fischerei sehr aufwendig und der Beifang extrem hoch ist (z. B. Steinbutt- und Seehasenfischerei). Ferner müssten diejenigen Gebiete geschützt werden, in denen die Kleinwale sehr häufig vorkommen und ihre Jungen aufziehen. Angedacht wird im Übrigen die Anwendung von akustischen Signalgebern (Pingern), um die Schweinswale von Stellnetzen fernzuhalten. Derzeit sind allerdings weder die Abschreckungswirkung solcher Signale noch deren mögliche negativen Nebenwirkungen auf die Kleinwale (Tiere könnten so aus ihrem bevorzugtem Lebensraum vertrieben werden) hinreichend untersucht, um die Pinger als ein adäquates Schutzinstrument empfehlen zu können. Die Errichtung von Schutzgebieten, wie im Jahr 2000 für das Gebiet westlich der Inseln Sylt und Amrum, ist mit Sicherheit die wirksamste Maßnahme, um Rückzugs- und Aufzugsgebiete für diese gefährdete Spezies und auch für andere Arten zu schaffen. Naturschutzfachlich ist insoweit vor allem eine Erweiterung des Schleswig-Holsteinischen Walschutzgebietes in Richtung Westen geboten.

135. Bei den Seehunden kam es aufgrund des wiederholten Ausbruchs einer Seehundstaupe-Epidemie, hervorgerufen durch das Phocine Distemper Virus (PDV), im Frühjahr/Sommer 2002 zu einem deutlichen Einbruch der Populationen in Nordsee, Skagerrak und Kattegat. Einer der vermutlich beiden Ausbruchsherde der Epidemie lag wie 1988 bei Anholt im dänischen Kattegat (REINEKING, 2003). Im gesamten betroffenen Gebiet wurden etwa 22 500 tote Seehunde registriert. Nach vorläufigen Schätzungen wird damit gerechnet, dass im Skagerrak und Kattegat die Verlustrate bei 53 % und im Wattenmeer bei ca. 50 % der Gesamtpopulation liegt. Bisher ist nur sehr wenig über die Ursachen solcher Epidemien und über die Faktoren bekannt, die bei einem Ausbruch eine Rolle spielen. Zurzeit geht man davon aus, dass die Ausbrüche der Seehundstaupe zyklischen Charakter haben und von Zeit zu Zeit mit drastischen Auswirkungen für den Bestand wiederkehren können. Vermutungen, dass eine hohe Schadstoffbelastung zur Schwächung des Immunsystems der Tiere führt und sich dies negativ auf die Erkrankungsrate und -häufigkeit ausgewirkt hat, konnten bisher nicht bestätigt werden. Mit Sicherheit aber wirken sich anthropogene Störungen negativ auf den Verlauf einer solchen Epidemie und die Überlebensrate der Tiere aus.

136. Eine sehr große Anzahl besonders bedrohter Arten findet sich bei den Gruppen der Insekten sowie der Amphibien und Reptilien. Die Angaben zur Gefährdungssituation dieser nichtmarinen Artengruppen einschließlich der Gefäßpflanzen beziehen sich ausschließlich auf die Wattenmeerküsten (von NORDHEIM et al., 2003). Gründe für diese Beeinträchtigungen liegen in erster Linie im Verlust und in den Veränderungen der Lebensräume (Habitate). Eine intensivere, expandierende Landwirtschaft und die Aufgabe traditioneller Nutzungen (z. B. der extensiven Beweidung von Salzwiesen), wie auch der Ausbau der touristischen Infrastruktur und Baumaßnahmen zum Küstenschutz, sind für diese Eingriffe in die Lebensräume verantwortlich.

137. Die Makroalgen stellen eine Besonderheit dar, da sie fast ausschließlich auf einen Standort – die Insel Helgoland – beschränkt sind. Helgoland ist der einzige Bereich in der deutschen Nordsee, wo natürliches Hartsubstrat vorkommt. Ansonsten findet man an der deutschen Nordseeküste nur Sand und Schlick, auf dem, abgesehen von einigen Grünalgen, nur wenige Makrophyten heimisch sind. Veränderungen an diesem einen Standort, welche die dort vorkommenden Arten negativ beeinflussen würden, hätten somit Artenverluste für den gesamten deutschen Nordseeraum zur Folge. Bei den als ausgestorben klassifizierten Makroalgen wie auch sessilen Wirbellosen handelt es sich somit um Arten, die ausschließlich für Helgoland beschrieben wurden und dort heute nicht mehr anzutreffen sind.

138. Bei den bedrohten Vögeln handelt es sich im Besonderen um Felsenbrüter, die ebenfalls in der deutschen Nordsee nur auf Helgoland beheimatet sind. So sind die in der Nordsee überwinternden Lummen besonders durch Abfälle und Netzreste bedroht, in denen sie sich verfangen, sowie durch auf dem Wasser schwimmende Ölreste, die zu Verölung der Tiere führen (Tz. 83 f.).

139. Von den einheimischen Fischarten und Rundmäulern wird etwa ein Viertel als gefährdet eingestuft. So ist beispielsweise der Stör (*Acipenser sturio*) bereits vollständig aus der Nordsee verschwunden (von einigen gelegentlich einwandernden Individuen aus anderen Populationen abgesehen). Auch Nordseeschnäpel *(Coregonus oxyrhynchus)*, Lachs *(Salmo salar)* und Petermännchen *(Trachinus draco)* sind in der deutschen Nordsee fast vollständig ausgestorben. Als Ursache werden insbesondere bauliche Maßnahmen im und auf dem Wege zu den Laichgebieten und Belastungen durch Schadstoffe vermutet. Dokumentiert ist auch ein starker Rückgang der Hai- und Rochenbestände in der Nordsee. Eine besondere Bedrohung für diese Knorpelfische stellt die Grundschleppnetzfischerei dar, die große Anteile der auf dem Meeresgrund abgelegten Eier erfasst und zerstört (Tz. 43). In fischereilich stark genutzten Gebieten sind diese Knorpelfische daher fast vollständig ausgerottet.

140. In ihrem Bestand stark bedrohte Vertreter der Wirbellosen sind die Europäische Auster *(Ostrea edulis)*, der Bohrschwamm *(Clione celata)*, die „Tote Mannshand" *(Alcyonium digitatum)* (Lederkoralle) und die Netzreusenschnecke *(Nassarius* reticulatus) (RACHOR et al., 1995, 1998). Die Europäische Auster ist durch Überfischung, wahrscheinlich durch eingeschleppte Krankheiten gebietsfremder Austernarten sowie zusätzlich durch mehrere harte Winter mit extremem Eisgang in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts dezimiert worden. Der Rückgang vieler anderer Bodenfaunaorganismen, wie zum Beispiel der „Toten Mannshand", wird auf den Einsatz der Grundschleppnetze zurückgeführt. Das eingesetzte Bodengeschirr führt zu Störungen und Umlagerungen des Substrates, auf dem die Organismen leben und schädigt außerdem Einzeltiere direkt (de GROOT und LINDEBOOM, 1994). Bei der Netzreusenschnecke wird vermutet, dass die Bestandsrückgänge vorwiegend auf die – inzwischen gemeinschaftsrechtlich verbotenen – TBT-haltigen Bootsanstriche zurückzuführen sind.

2.1.7.2 Zerstörung und Rückgang der Lebensräume

141. In den letzten 30 Jahren ist ein deutlicher Rückgang der Seegraswiesen im Wattenmeer zu beobachten (REISE, 2003). Seegraswiesen stellen ein besonders artenreiches Biotop dar. Zwischen und auf dem Seegras leben zum Beispiel Jungfische, Seenadeln, Seepferdchen, verschiedene Epiphyten (Algen, die auf dem Seegras wachsen) und die Wattschnecke *(Hydrobia ulvae).* Seegräser sind zudem eine wichtige Nahrung für Enten und Gänse, stabilisieren das Sediment und bilden eine beträchtliche Nährstoffsenke. Ingesamt muss den Seegraswiesen eine weit reichende ökologische Bedeutung zugemessen werden. Die Abnahme dieser Gefäßpflanzen war verbunden mit einer kontinuierlichen, deutlichen Zunahme von Grünalgen der Gattungen *Ulva*, *Enteromorpha* und *Chaetomorpha*. Bei einem Massenvorkommen in den Sommern 1990-93 war das Wattenmeer zu ca. 20 % mit diesen Algen bedeckt. Unter den Algenmatten war die Bodenfauna (auf so genannten Schwarzen Flecken) aufgrund von Sauerstoffmangel abgestorben oder geflohen. Die Gründe für diese extreme Ausbreitung der Grünalgen und den parallel verlaufenden Rückgang der Seegraswiesen sind vielfältig. Als sicher gilt, dass die zunehmende Eutrophierung der wesentliche Faktor bei der Verschiebung zwischen Seegrasbeständen und Algenbewuchs im Wattenmeer ist. Ferner wird angenommen, dass eine Zunahme der Westwindlagen in den letzten 30 Jahren, die damit verbundene stärkere Wasserbewegung und der Anstieg der Wassertrübung einen negativen Einfluss auf die Seegraswiesenbestände gehabt haben. Dass sich in Sommern der letzten Jahren immer noch Grünalgenmatten – wenn auch im geringeren Ausmaß als Anfang der 90er-Jahre – ausbildeten, deutet daraufhin, dass die Eutrophierung weiterhin ein Problem für die Nordsee und ihre Küsten darstellt.

2.2 Ostsee

2.2.1 Lebens- und Wirtschaftsraum Ostsee

142. Inwieweit anthropogene Einflüsse ein Meeresgebiet belasten, ist neben der Art und Intensität der Störungen im hohen Maße von den gegebenen natürlichen Bedingungen abhängig. Deshalb ist es notwendig, zuerst die Eigenschaften und Randbedingungen des Ökosystems zu verstehen, um einschätzen zu können, welche Konsequenzen Belastungen für diesen Naturraum haben. Gerade Faktoren wie Strömungsverhältnisse, Tidenhub, Wasseraustausch oder auch natürliches Nährstoffvorkommen, um nur einige wichtige zu nennen, sind wesentliche Ausgangsparameter, die entscheiden, wie ein Meeresgebiet durch menschliche Eingriffe beeinflusst wird. Dabei ist zu beachten, dass diese Randbedingungen wiederum sehr oft zeitlichen Entwicklungen und Fluktuationen unterliegen, die teilweise nur sehr schwer prognostizierbar sind. Innerhalb dieses dynamischen Systems ist es notwendig, frühzeitig anthropogene Änderungen zu erkennen, um gegebenenfalls Vorsorgemaßnahmen treffen zu können.

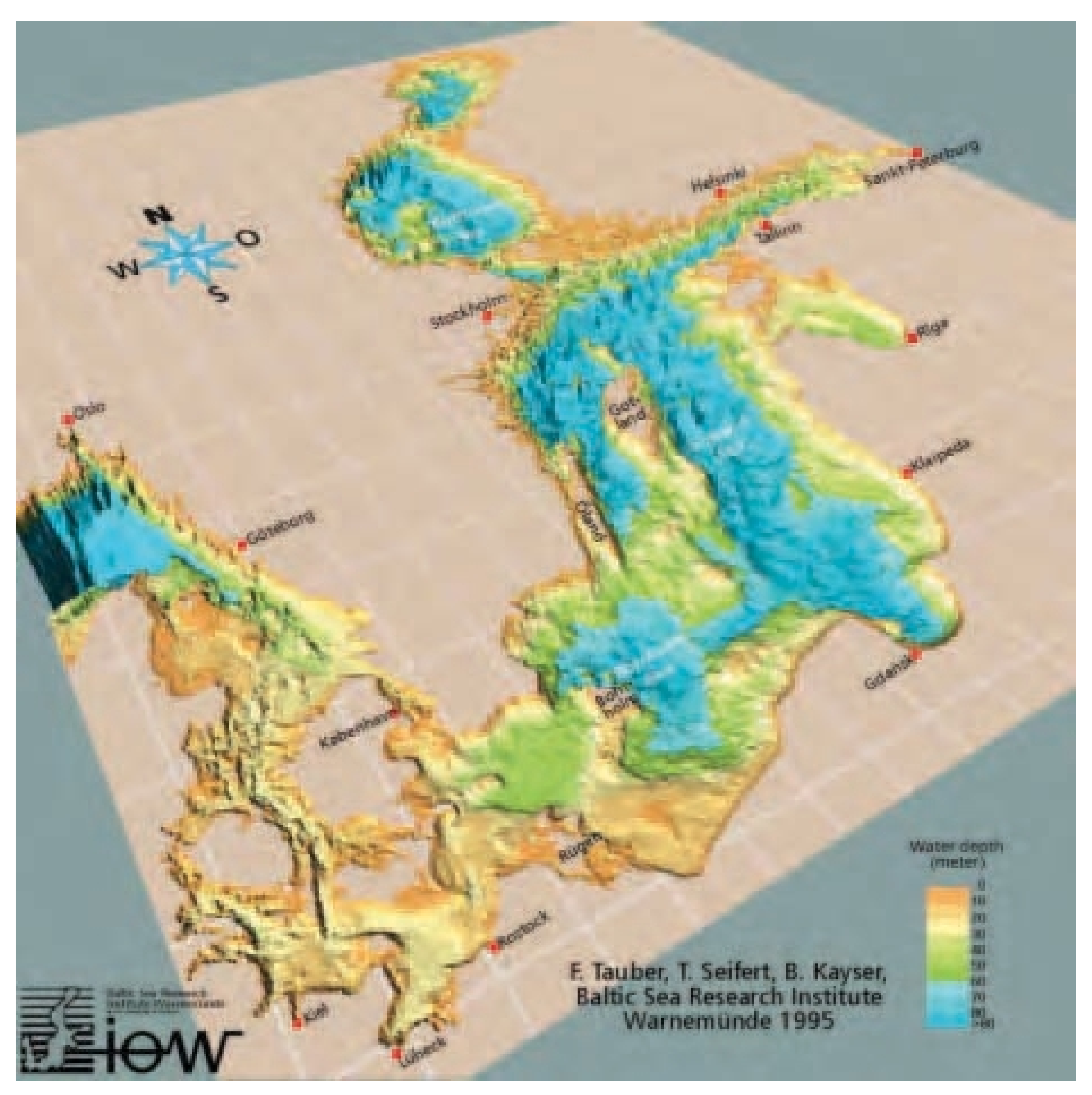
Im Folgenden werden zur generellen Orientierung die wesentlichen Kennzeichen des Natur- und Wirtschaftsraums Ostsee kurz beschrieben, damit besser verständlich wird, welche Bedeutung die anschließend dargestellten anthropogenen Belastungen haben.

Geographische und ozeanographische Grundlagen

143. Die Ostsee ist ein flaches Nebenmeer des Atlantischen Ozeans mit einer durchschnittlichen Wassertiefe von 52 m, welches fast vollständig vom Kontinent eingeschlossen ist. Als eines der größten Brackwassermeere (Mischgewässer aus Meer- und Süßwasser) der Erde wird es von zahlreichen Flüssen (Zufluss etwa 440 km^3 pro Jahr) gespeist. Die besonderen geo- und hydromorphologischen Eigenschaften der Ostsee prägen die Wasseraustauschprozesse in diesem Binnenmeer, vor allem wirkt sich das Bodenrelief auf die Hydrographie aus. Die kaskadenartig aneinander gereihten Schwellen und Beckenbereiche führen zu einer Zergliederung in weitgehend separate Teilbecken (NIEDERMEYER, 1996; Abbildung 2-16).

Abbildung 2-16

Topographie der Ostsee



Quelle: IOW, 1999

Die einzigen Verbindungen zur Nordsee, über die salzreiches, ozeanisches Wasser in die Ostsee eindringen kann, sind die flachen Belte (Darßer-Schwelle, 18 m Wassertiefe) und der Sund (Drodgen-Schwelle, 7 m Wassertiefe), mit einem Gesamtquerschnitt von 0,35 km². Die beträchtliche Flusswasserzufuhr in die Ostsee führt zu einer positiven Wasserbilanz und dazu, dass mehr Wasser aus- als einfließt. Da sich das einströmende, salzreichere Nordseewasser auch in der Temperatur von den ausströmenden Wassermassen unterscheidet, bildet sich eine ganzjährige, thermohaline Schichtung aus (MATTHÄUS, 1996). Dabei wird das am Boden einströmende dichtere, ozeanische Wasser durch die unterseeischen Schwellen an seiner Ausbreitung gehindert. Die normalen Einstromlagen reichen somit nicht aus, um das Tiefenwasser in der zentralen Ostsee auszutauschen. Dafür sind extreme Einstromlagen erforderlich, die im Winter infolge von anhaltenden Weststürmen auftreten können. Diese Salzwasser-

einbrüche führen salzreiches und sauerstoffreiches Wasser mit sich und führen zum Austausch des sauerstoffarmen Tiefenwassers, wodurch die Lebensbedingungen in den Tiefenzonen der Ostsee deutlich verbessert werden. Bei länger andauernder Stagnation kommt es zur Sauerstoffzehrung bis zum völligen Verschwinden des Sauerstoffs und zur Bildung von toxischem Schwefelwasserstoff. Bis zur Mitte der 1970er-Jahre traten relativ viele Salzwassereinbrüche auf. Die durchschnittliche Häufigkeit betrug 13 Ereignisse in zehn Jahren. Die Häufigkeit dieser Ereignisse und deren Intensität hat wahrscheinlich aufgrund von Variationen der atmosphärischen Zirkulation im atlantisch-europäischen Raum abgenommen. So erfolgte zwischen 1983 und 1993 kein extremer Salzwassereinbruch aus der Nord- in die Ostsee. Der letzte große effektive Salzwassereinbruch konnte im Winter 1993/1994 verzeichnet werden. Eine etwas schwächere Einstromlage im Januar 2003 führte dazu, dass das Tiefenwasser im Großteil der südlichen Ostsee mit ausreichendem Sauerstoff versorgt wurde (IOW, 2003; ICES, 2003a).

144. Die dargestellten geographischen und hydromorphologischen Charakteristika prägen die besondere Empfindlichkeit der Ostsee gegenüber anthropogenen Belastungen. Zum einen wird dieses flache Binnenmeer durch zahlreiche Flüsse gespeist, über die unterschiedlichste Schad- und Nährstoffe aus dem Entwässerungsgebiet eingetragen werden. Über die ausgeprägte Küstenlinie und die Atmosphäre (bei interkontinentaler Lage) erfolgt der weitere Belastungseintrag (LOZÁN et al., 1996b). Zum anderen verhindern die Beckenstruktur, eine permanente Schichtung und die vorherrschenden Strömungsverhältnisse eine ausreichende Durchmischung des Wasserkörpers. Austauschvorgänge – der durchschnittliche Wasseraustausch beträgt 25 bis 35 Jahre – sind gering, sehr unregelmäßig und von meteorologischen Bedingungen abhängig (EHLERS, 2001). Eingetragene Stoffe haben somit eine hohe Verweildauer. Veränderungen in der Wasserqualität müssen deshalb schon sehr früh als Warnsignal erkannt und beachtet werden.

Biodiversität

145. Die Ostsee besteht seit 8 000 Jahren und ist damit ein sehr junges Brackwassermeer, in dem sich innerhalb des kurzen Bestehens keine genuinen Arten (für die ein Lebensraum mit einem Salzgehalt zwischen 0,5 und 35 PSU optimal ist) ausbilden konnten (ARNDT, 1996). So ist die Biodiversität im Vergleich zur angrenzenden Nordsee deutlich geringer. Bei der Besiedlung des Brackwassers waren die marinen Arten erfolgreicher, was mit der sehr ähnlichen Ionenkomposition von Meer- und Brackwasser zusammenhängt. So finden wir den größten Artenreichtum in den salzreicheren Gebieten, die an die Nordsee anschließen und eine deutliche Abnahme der Diversität hin zur zentralen Ostsee.

Dafür weisen die Küstenformen des baltischen Binnenmeeres eine große Vielfalt auf. Im Zusammenhang mit dem HELCOM-Gebietsschutzkonzept wurden in der Ostsee 133 unterschiedliche Meeres- und Küstenhabitate klassifiziert. Beispiele dafür sind die Bodden-, Nehrungs-, Schären-, Kliff-, Dünenwall- und Fjordküsten. Die Verteilung der unterschiedlichen Küstenformen ist in Abbildung 2-17 dargestellt.

Wirtschaftsraum Ostsee

146. Das Meeresgebiet der Ostsee umfasst eine Fläche von 415 266 km². Das Wassereinzugsgebiet ist mit 1 745 100 km² etwa doppelt so groß wie das Nordseeeinzugsgebiet (MATTHÄUS, 1996). Etwa ein Sechstel der Fläche Europas entwässert in die Ostsee. Die Länder Schweden, Finnland, Russland, Estland, Lettland, Litauen, Polen, Deutschland und Dänemark gehören zu den Anrainerstaaten. Außerdem liegen Norwegen, Weißrussland, Ukraine, Slowakei und Tschechien im Ostseeeinzugsgebiet. Im unmittelbaren Küstenbereich leben etwa 16 Millionen Menschen und im Ostseeeinzugsgebiet etwa 85 Millionen, davon ca. ein Drittel in 77 Städten mit mehr als 100 000 Einwohnern (JÄGE, 1988). Ungefähr 200 größere Flüsse entwässern das Gebiet in die Ostsee. Die größten Flüsse sind Newa, Weichsel, Düna, Memel, Oder, Götaälv und Kemijoki. Die Flächennutzung des Einzugsgebietes wird mit fast 50 % von Waldland dominiert, welches sich im wesentlichen im Nordteil des Einzugsgebietes konzentriert. Der relativ hohe Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche (etwa 25 %) befindet sich vor allem im Südteil (Tabelle 2-18), wo auch der Hauptanteil der Industriegebiete liegt.

Tabelle 2-18

Flächennutzung im Einzugsgebiet der Ostsee

Flächennutzung	Anteil am Einzugsgebiet der Ostsee in Prozent
Ackerland	*20,2*
Grünland	*6*
Waldland	*47,9*
Wasserfläche	*9,1*
Siedlungsfläche	*0,8*
Sonstige Nutzung	*24,1*

Quelle: SWEITZER et al., 1996

147. Die Nutzungsansprüche an die Ostsee sind ebenso vielfältig wie bei der Nordsee. Gerade als Transportweg hat dieses Binnenmeer mit seiner zentralen Lage und Ost-West-Ausdehnung eine wichtige Bedeutung, die stetig zunimmt. In diesem Zusammenhang muss ein besonderes Augenmerk auf die Zunahme des Ölumschlags in den

Abbildung 2-17

Räumliche Verteilung der Küstentypen der Ostsee



Quelle: LAMPE, 1996

Ostseehäfen, verbunden mit einem Anstieg des Tankerverkehrs, geworfen werden (LAMPE et al., 1996) (siehe auch Abschnitt 2.2.5). Neben dem Schiffstransport wird der Meeresraum auch für Kabel, Pipelines und Brücken benötigt. Wirtschaftsbranchen, die direkt auf die Ressourcen des Meeres zugreifen, sind zum Beispiel die Fischerei, Förderung von Erdöl, Sand, Kies und anderen Rohstoffen und die Marikultur. Bei der Energiegewinnung und dem Tourismus erfolgt ein eher indirekter Zugriff auf die Ostsee über die Nutzung des Meeresraumes. Speziell im Tourismussektor wurde in den letzten Jahren viel Geld investiert und dort wird mit weiteren Zuwächsen gerechnet (HELCOM, 2002b) (siehe auch Abschnitt 2.2.6.2). Der größte indirekte Zugriff erfolgt allerdings über die Freisetzung oder direkte Einleitung von Schad- und Nährstoffen, an denen zahlreiche im Ostseeeinzugsgebiet angesiedelte Industrien (z. B. Metall-, Textil- und Chemieindustrie) wie auch die Landwirtschaft und der Verkehrssektor beteiligt sind.

2.2.2 Beeinträchtigungen durch intensive Fischerei

148. Die Ostsee ist in gleicher Weise wie die Nordsee einem starken fischereilichen Druck ausgesetzt. Die wichtigsten Fischbestände werden nicht nachhaltig bewirtschaftet, und es zeigen sich negative Auswirkungen der Fischereiaktivität auf Nicht-Zielarten und das gesamte Ökosystem. Die wichtigsten Probleme der Fischerei sind bereits in Abschnitt 2.1.2 erörtert worden, weshalb im folgenden Abschnitt nur die ostseespezifischen Besonderheiten wiedergegeben werden.

Die Fischfauna der Ostsee ist mit insgesamt 144 Arten etwas artenärmer als die der Nordsee, wobei davon 97 Arten Meeresfische, sieben Wander- und 40 Süßwasserfischarten sind. Aufgrund des Salzgehaltes kommen im westlichen Teil in erster Linie marine Vertreter vor und im Osten dominieren die Süßwasserfische.

2.2.2.1 Überfischung der Zielfischbestände

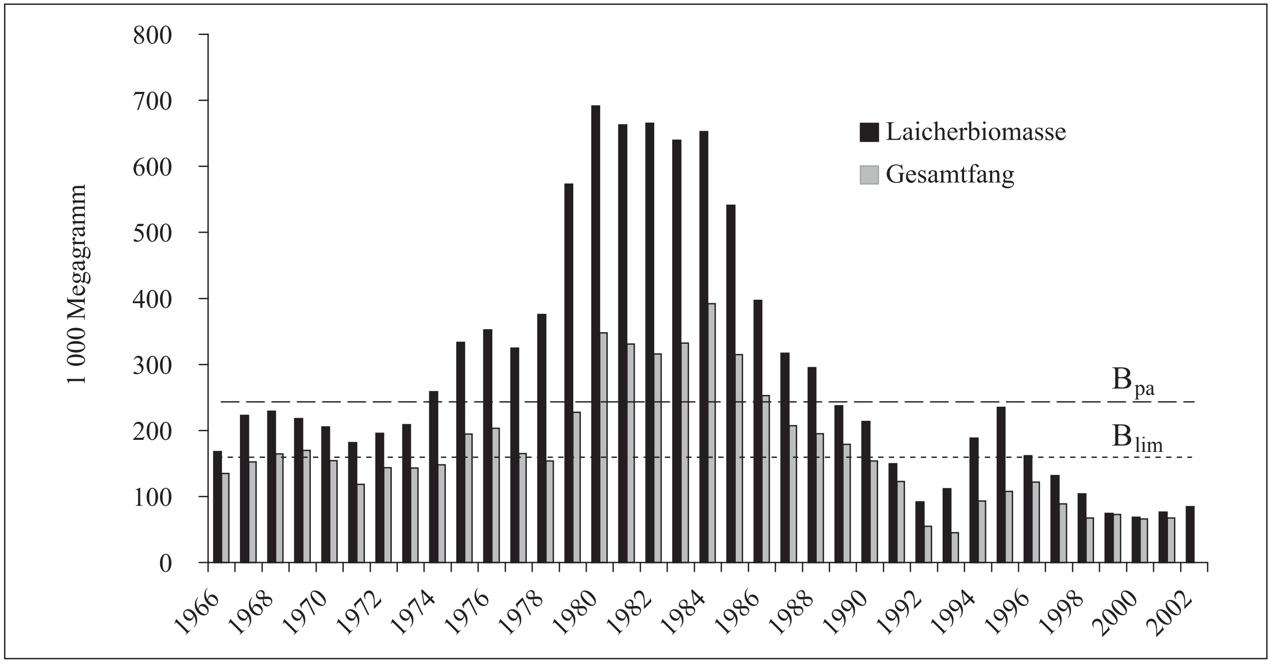
149. In der Ostsee werden etwa 30 Fischarten gefangen. Dominiert wird die Fischerei allerdings von den drei Arten Dorsch, Hering und Sprotte, deren Anteil am gesamten Fang bei etwa 93 % liegt (ICES, 2003b). Obwohl die Gesamtfangraten der kommerziell bedeutenden Fischarten konstant zwischen 0,9 und 1 Mio. Mg Fisch pro Jahr liegen, was etwa 1 % des Ertrages der Weltfischerei entspricht, wird die Fischerei von Dorsch, Aal, Lachs und Scholle derzeit nicht nachhaltig betrieben (HELCOM, 2002b). In Abbildung 2-18 ist die Entwicklung des Dorschbestandes der östlichen und zentralen Ostsee dargestellt. Es zeigt sich eine stetige Abnahme der Laicherbiomasse seit Ende der 1980er-Jahre. Inzwischen liegt die Bestandgröße unterhalb der abgeschätzten biologischen Referenzwerte. Neben der Überfischung ist für den Rückgang des Dorsches auch die Verschlechterung der Lebensbedingungen des Fischlaichs verantwortlich. Durch unzureichenden Einstrom von größeren Mengen salz- und sauerstoffreichen Wassers aus der Nordsee und durch Eutrophierung ist der Sauerstoffgehalt in der zentralen Ostsee in bestimmten Gebieten und Wasserschichten so niedrig, dass die empfindlichen Dorscheier absterben. Gleichzeitig ist der Dorschbestand inzwischen deutlich niedriger als die Herings- und Sprottenbestände, die sich unter anderem von den Dorscheiern ernähren und so den negativen Trend aufgrund eines Ungleichgewichts dieser Räuber- und Beutebeziehung noch verstärken.

150. In jüngster Zeit ist eine Zunahme der Nutzung von Sprotten- und Heringsbeständen der Ostsee für die Herstellung von Fischmehl und -öl zu verzeichnen (ICES, 2002a; LOZÁN et al., 1996b). Ein wesentliches Problem besteht bei der Industriefischerei darin, dass andere Fischarten mitgefangen werden. Davon betroffen sind dann aufgrund der geringen Maschenweite nicht geschlechtsreife Tiere, die so noch vor der Reproduktion abgefischt werden, was zum Beispiel in der zentralen Ostsee den Druck auf den Dorschbestand zusätzlich erhöht. Im Unterschied zur Sprotte hat der Ostseeheringsbestand seit den 1970er-Jahren kontinuierlich abgenommen, weshalb vom ICES zur Bestandserholung eine sofortige Reduzierung der Fangquoten um ca. 50 % gefordert wird (ICES, 2002a). Hierbei stellt sich noch das Problem, dass etwa ein Drittel der Heringe in der gemischten Fischerei beim Fang auf Sprotte mit angelandet werden. Aus diesem Grunde muss bei der Festlegung von Fangquoten für beide Fischarten dieser Faktor mit eingerechnet werden. Eine zunehmende Industriefischerei würde diesen Konflikt noch verstärken.

151. Ebenso wie in der Nordsee (Tz. 39) ist die Situation der wandernden Fischarten wie Stör, Aal und Lachs besonders kritisch. Bekanntestes Beispiel hierfür ist der Baltische Stör, der seit den 1970er-Jahren als ausgestorben gilt. Ursache hierfür sind zum einen die Überfischung und zum anderen die Verbauung der Wanderwege durch Dämme sowie die Zerstörung der Laichgebiete unter anderem durch Flussbegradigungen. Ähnliche Faktoren sind auch für den starken Rückgang des Aals verantwortlich und betreffen in gleicher Weise die Meerforelle und den Lachs. Der Lachsbestand hat sich allerdings in den letzten Jahren wieder etwas erholt. Dafür verantwortlich ist das von HELCOM und der Internationalen Ostsee Fischereikommission (IBSFC) ins Leben gerufene Lachs-Aktionsprogramm 1997 bis 2010 mit dem Ziel, das Aussterben des baltischen Wildlachses zu verhindern. Besonders das künstliche Erbrüten von Lachsbrut, welche in bestehende oder neue potenzielle Laichgewässer ausgesetzt wird, dient dazu, den Verlust durch die Laichplatzvernichtung auszugleichen. Aber auch eine strenge Reglementierung der Wildlachsfischerei mit Maßnahmen zur Renaturierung der Laich- und Wandergewässer soll helfen, die Bestände wieder in „sichere biologische Grenzen“ zurückzuführen.

Abbildung 2-18

Dorschfischerei und Entwicklung der Biomasse in der Ostsee von der Bornholm See bis zum Bottenwiek und dem Finnischen Meerbusen (1966 bis 2002)



B_{pa} = Vorsorgereferenzpunkt, B_{lim} = Limitreferenzpunkt

SRU/SG 2004/Abbildung 2-18; Datenquelle: ICES, 2002e

2.2.2.2 Schädliche Auswirkungen auf Nicht-Zielarten

152. Die Ostseefischerei unterscheidet sich in den bevorzugten Arten und auch in den dominierenden Fischereitechniken von der Nordseefischerei. Während die Baumkurrenfischerei hier nicht zum Einsatz kommt, werden in deutlich größerem Umfang Stellnetze und Fischfallen eingesetzt (HELCOM, 2002b; ICES, 2000). Bei der Dorschfischerei lag der Fanganteil, der mit Kiemennetzen gefangen wurde, Ende der 1990er-Jahre bereits bei 50 %. Ansonsten wird diese Fischereitechnik im Besonderen von der Küstenfischerei verwendet.

Unterschiede zeigen sich somit auch in dem Anteil des Fangs in der Ostsee, der keinerlei kommerzieller Nutzung zugeführt und wieder über Bord geworfen wird („Discard“, Tz. 40). 1998 wurde der gesamte angelandete Fang auf 761 091 Mg geschätzt; der „Discard“ betrug 11 003 Mg, was einem Fanganteil von 1,4 % entspricht (ICES, 2000). Wird allerdings die Industriefischerei aus der Berechnung herausgelassen, da es in dieser Fischerei keinen „Discard“ gibt, macht der Anteil 3,8 % aus. Bei diesen Daten muss berücksichtigt werden, dass sie sich in erster Linie auf die dominierenden Fischereien auf Dorsch, Sprotte und Hering beziehen. Die kleinere Fischerei und besonders die Küstenfischerei, die teilweise einen sehr hohen Anteil an Beifängen hat, wurde nicht in entsprechender Weise mit einbezogen. So macht der Beifang in der Fischerei auf die Kleine Muräne *(Coregonus albula)* im Bottnischen Meerbusen immerhin 92 % des Gesamtfangs aus (ICES, 2000). Der Hauptanteil des ermittelten „Discards“ in der großen Ostseefischerei bestand in juvenilen Dorschen (6 573 Mg). Dies muss angesichts der Entwicklung des Ostseedorschbestandes in den letzten Jahren besonders berücksichtigt werden, da diese Jungfische dem, wie oben bereits dargestellt, stark zurückgegangenen Bestand noch zusätzlich verloren gehen.

153. Der Schaden speziell der bodennahen Schleppnetzfischerei an Bodenflora und -fauna der Ostsee ist im Vergleich zur Nordsee geringer. Ein Grund hierfür ist, wie bereits erwähnt, das Fehlen der Baumkurrenfischerei. Außerdem setzt sich das Benthos (Pflanzen und Tiere im und am Gewässerboden (Benthal)) der Ostsee aus kleineren Organismen zusammen, die etwas weniger sensibel für fischereibedingte Störungen sind (ICES, 2000). Trotzdem kommt es auch hier zur Schädigung der Bodenorganismen. Scherbretter, die zwischen 5 und 23 cm tief in den Boden eindringen und diesen umpflügen, zerstören die größere Bodenfauna. Besonders betroffen sind davon die Islandmuschel *(Arctica islandica)* und die Pfeffermuschel (*Syndosmya alba)* (WEBER und BAGGE, 1996). Es wird geschätzt, dass von dem befischbaren Bereich in der Ostsee etwa 13 % der Bodenfläche von solchen Störungen betroffen sind, wobei davon auszugehen ist, dass viele dieser Gebiete mehr als einmal im Jahr durch Grundschleppnetze verändert werden. Dies führt in gleicher Weise, wie es für die Nordsee schon dokumentiert wurde, zu einer Abnahme der empfindlichen Arten bei gleichzeitiger Zunahme der kurzlebigen Opportunisten.

154. Die Stellnetzfischerei hat so gut wie keinen Einfluss auf die benthische Lebensgemeinschaft. Allerdings verfangen sich in diesen Netzen immer wieder Seevögel, Schweinswale und Robben. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass der Beifang nicht in allen Gebieten gleich hoch ist. Für den Zeitraum 1987 bis 1996 wurde der Anteil der Schweinswale, die durch Stellnetze umgekommen sind, für den südwestlichen Teil der Ostsee auf 0,5 bis 0,8 % der gesamten Population geschätzt und auf 1,2 % für die Population der östlichen Ostsee (ICES, 2000). Die Schweinswalpopulation in der östlichen Ostsee ist mit einigen hundert Tieren derzeit so klein, dass jeder Verlust eines Tieres zu viel ist. Außerdem werden viele Beifänge nicht bekannt und somit sind die angegebenen Zahlen niedriger als in der Realität. Deshalb kann man davon ausgehen, dass die Schweinswalpopulation in der Ostsee von der Stellnetzfischerei bedroht wird (HELCOM, 2001a). Von ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas) wird umgehend ein Wiederaufbauplan für die Schweinswalpopulation der Ostsee gefordert, da in den letzten Jahren ein massiver Rückgang dieser Kleinwalart in diesem Meeresgebiet zu beobachten ist. Obwohl die Gründe hierfür noch nicht vollständig bekannt und eingeordnet sind, wird der Stellnetzfischerei ein wesentlicher Anteil an dieser Entwicklung zugeschrieben (ASCOBANS, 2000).

155. Im Abschnitt 3.1.6 – Grundbedingungen einer Nachhaltigen Fischerei – sind bereits die wesentlichen Maßnahmen für einen besseren Schutz des Ökosystems Meer vor den Auswirkungen der Fischerei dargestellt. Für die Ostsee wird speziell noch auf folgenden Punkt hingewiesen:

Die Schweinswalpopulation in der Ostsee ist unter anderem durch die Stellnetzfischerei akut bedroht. Aus diesem Grunde sind umgehend Maßnahmen erforderlich, um das Vorkommen dieser Art in diesem Meeresgebiet zu sichern. Maßnahmen, die dazu beitragen können, sind die Errichtung fischereifreier Zonen und der Einsatz von Pingern oder anderen, wissenschaftlich zu prüfenden Mitteln, um Schweinswale von den Netzen fernzuhalten (siehe auch Abschnitt 2.1.7.1).

2.2.2.3 Zusammenfassung

156. Die Ostsee steht in ähnlicher Weise wie die Nordsee unter einem erheblichen Nutzungsdruck durch die Fischerei. So wird der Dorsch in der Ostsee schon seit geraumer Zeit nicht nachhaltig bewirtschaftet, was neben anderen natürlichen Faktoren zu einer stetigen Abnahme der Biomasse geführt hat. Derzeit liegt der Bestand außerhalb „biologisch sicherer Grenzen“. Noch kritischer ist die Situation bei den anadromen und katadromen Wanderfischen wie Aal, Stör, Meerforelle und Lachs. Deren deutlicher Rückgang ist allerdings nicht nur der Fischerei, sondern unter anderem der Beeinträchtigung von Wander- und Laichgebieten zuzuschreiben. Der Lachsbestand konnte sich aufgrund von Aufstockungsmaßnahmen in den letzten Jahren wieder etwas erholen.

Die Auswirkungen der Fischerei auf Nicht-Zielarten sind in der Ostsee etwas geringer ausgeprägt als in der Nordsee. So ist der Beifang in der „großen Fischerei“ (auf Dorsch, Hering und Sprotte) niedriger als in der Nordsee. Dies trifft aber nicht unbedingt für die küstennahe Stellnetzfischerei zu. Hier werden zum Teil große Mengen Nicht-Zielarten mitgefangen. Besonders problematisch ist, dass sich immer wieder Schweinswale in den Stellnetzen verfangen und dort verenden. Gerade das Vorkommen dieser einzigen in der Ostsee beheimateten Walart ist im östlichen Meeresgebiet erheblich bedroht. Aufgrund einer robusteren Bodenfauna und des Fehlens der besonders schädigenden Baumkurrenfischerei in der Ostsee ist die Beeinträchtigung der benthischen Lebensgemeinschaft durch die Grundschleppnetzfischerei geringer als in der Nordsee, stellt aber trotzdem ein Problem für das Ökosystem dar.

2.2.3 Belastungen durch Schadstoffe

157. In die Ostsee wird – wie auch in die Nordsee – eine Vielzahl anorganischer und organischer Schadstoffe eingeleitet. Die besonderen Bedingungen der Ostsee, insbesondere der gegenüber der Nordsee geringere Wasseraustausch, die niedrigere Temperatur und der geringere Salzgehalt des Wassers (Tz. 143), können im Vergleich zur Nordsee zu einer erhöhten Verzögerung des Abbaus und zur vermehrten Ablagerung von Schadstoffen in Sedimenten führen (HELCOM, 2001a).

Nachfolgend wird die Belastungssituation der Ostsee mit Schwermetallen und Arsen (Abschnitt 2.2.3.1), mit organischen Verbindungen (Abschnitt 2.2.3.2), mit mineralölbürtigen Stoffen, die über Öleinleitungen in die Meeresumwelt gelangen (Abschnitt 2.2.3.3) und mit radioaktiven Substanzen (Abschnitt 2.2.3.4) dargestellt. In Abschnitt 2.2.3.5 wird schließlich auf mögliche Probleme durch militärische Altlasten eingegangen.

Es wird jeweils nur die besondere Belastungs- und Emissionssituation der Ostsee beschrieben. Für allgemeine Aussagen zu den möglichen Eintragspfaden, zur Verteilung in den Umweltkompartimenten, zu den BRC- und EAC-Werten, zu Emissionsquellen und Emissionsminderungsmaßnahmen wird auf die entsprechenden Ausführungen im Nordseekapitel (Abschnitt 2.1.3) verwiesen.

2.2.3.1 Schwermetalle und Arsen

2.2.3.1.1 Schwermetalle

158. Ähnlich wie für die Nordsee sind auch für die Ostsee Blei, Cadmium und Quecksilber von besonderer Relevanz; sie sind dementsprechend auch in die HELCOM-Liste der prioritären Stoffe aufgenommen worden (Tz. 293). Als weiteres Schwermetall wird in der nachfolgenden Darstellung auf Kupfer eingegangen.

Belastungslage

159. Messreihen über einen Zeitraum von 1980 bis 1993 zeigen einen Rückgang der im Meeresoberflächenwasser gemessenen Cadmium-Konzentrationen um kontinuierlich etwa 7 % pro Jahr. Dieser Trend setzte sich allerdings zwischen 1994 und 1998 nicht weiter fort. Die Werte haben sich in diesem Zeitraum auf einem niedrigen Niveau von ca. 0,12 nmol pro Liter (~ 13 ng/kg) stabilisiert. Ein ähnlicher Trend lässt sich für Kupfer beobachten. In Bezug auf Blei wird für den Zeitraum 1982 bis 1993 beziehungsweise 1995 ein bedeutender Rückgang

der Konzentrationen von gelöstem Blei im Oberflächenwasser der Ostsee berichtet. Für Quecksilber gibt es keine älteren Daten, sodass Trendaussagen nicht möglich sind (HELCOM, 2002b, S. 117–119).

Im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee konnten für die Cadmium-, Blei-, Quecksilber- und Kupferkonzentrationen in den Gewässern der deutschen Ostseeküste zwischen den Messzeiträumen von 1994 bis 1996 und 1997 bis 1998 keine eindeutigen Trendentwicklungen beobachtet werden. Eine Ausnahme hiervon bilden die Blei- und die Kupferkonzentrationen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns.

Für Blei wurde zwischen den Messzeiträumen von 1994 bis 1996 und 1997 bis 1998 ein Wiederanstieg der Konzentrationen gemessen, während die Kupferkonzentrationen in diesem Zeitraum sanken (BLMP, 2002, S. 125).

Insgesamt gesehen sind die Schwermetallkonzentrationen in der Ostsee um ein Vielfaches höher als die Konzentrationen im Nordatlantik (Tabelle 2-19).

160. In der Ostsee werden, unter anderem wegen des geringen Wasseraustausches mit der Nordsee, im höheren Maße Schwermetalle im Sediment abgelagert. Untersuchungen in tiefen, noch unbelasteten Sedimentschichten geben Hinweise darauf, dass durch den anthropogenen Einfluss seit 1900 die Konzentrationen an Cadmium, Blei und Kupfer um ungefähr das zwei- bis vierfache gestiegen sind. Für Quecksilber können keine genauen Aussagen gemacht werden, da es zum Verbleib und zum Verhalten dieses je nach Oxidationsgrad extrem leichtflüchtigen Metalls keine hinreichende Anzahl von Untersuchungen gibt (HELCOM, 2002b, S. 119).

Die höchsten Bleikonzentrationen im Sediment wurden in der Lübecker Bucht gemessen (198 mg/kg), die höchsten Cadmiumkonzentrationen im Gotland Becken (7,2 mg/kg) und Farö Tief (6,2 mg/kg), die höchsten Quecksilberkonzentrationen in der Bottenwiek (Bothnian Bay) (0,42 mg/kg) und im Finnischen Meerbusen (0,35 mg/kg) und die höchsten Kupferkonzentrationen mit 176 mg/kg im Gotland Tief (HELCOM, 2002b, S. 122 ff.). Diese Konzentrationen für Blei, Cadmium und Kupfer im Sediment liegen um den Faktor 3 bis 6 über den oberen EAC-Werten und damit deutlich höher als die Sedimentkonzentrationen in der Nordsee (Tabelle 2-20). Die Quecksilberkonzentrationen im Sediment der Ostsee liegen im Bereich des oberen EAC-Wertes und sind niedriger als die höchsten in der Nordsee gemessenen Sedimentkonzentrationen.

Tabelle 2-19

Konzentrationen gelöster Schwermetalle (ng/kg) im Wasser von Nordatlantik und Ostsee

Schwermetall	Nordatlantik	Ostsee
Quecksilber	0,1–0,3	5–6
Cadmium	4+/–2	12–16
Blei	7+/–2	12–20
Kupfer	75+/–10	500–700

Quelle: HELCOM, 2003a; Datenquellen aus den Jahren 1993, 1995 und 1999

Tabelle 2-20

Gegenüberstellung der höchsten gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Ostsee und der Nordsee

Schwermetall	Konzentration im Sediment der Ostsee (mg/kg)	Konzentration im Sediment der Nordsee (mg/kg) (1993–1996)
Cadmium	7,2	< 5
Kupfer	176	< 60
Blei	198	< 100
Quecksilber	0,42	< 30

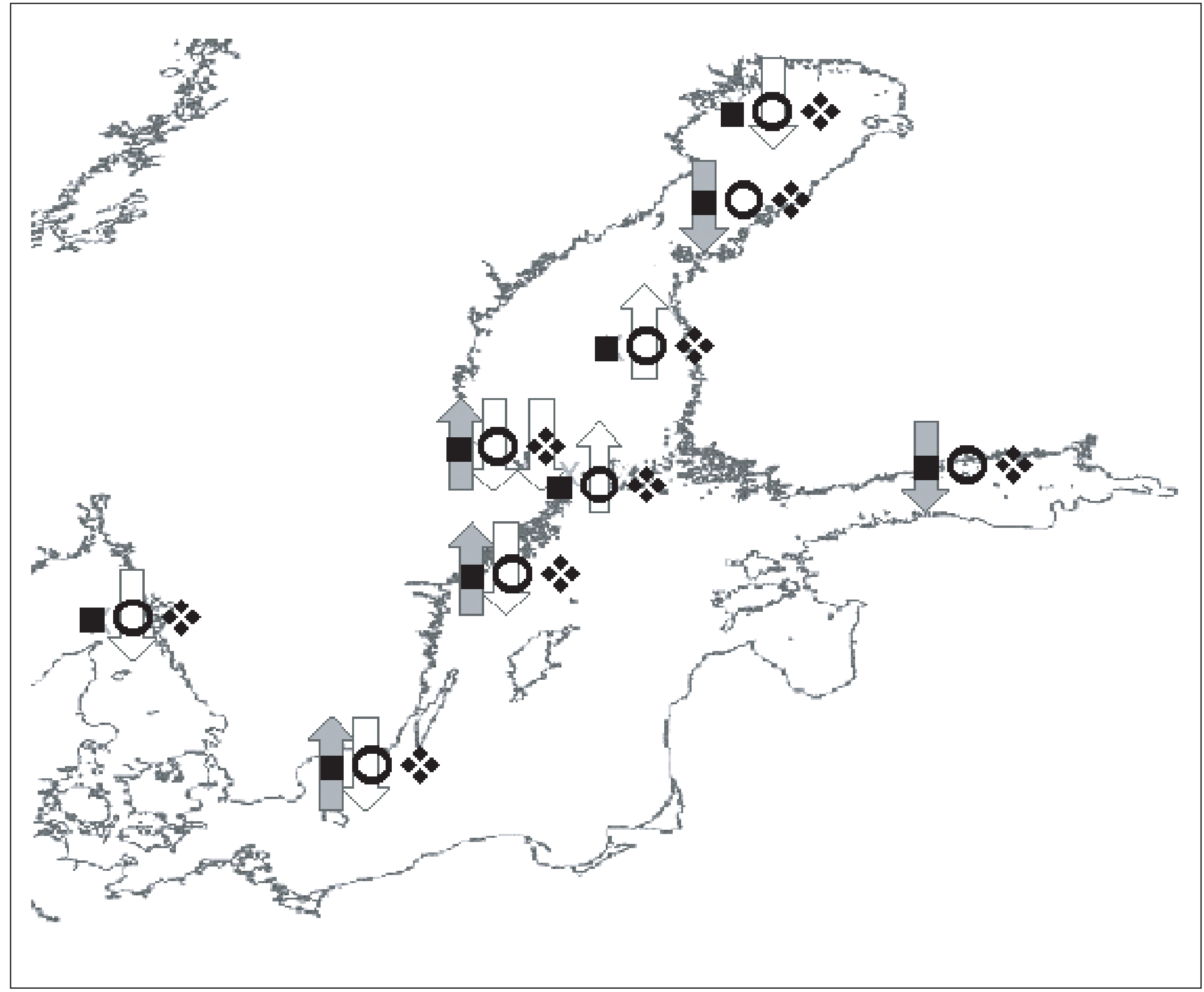
SRU/SG 2004/Tabelle 2-20; Datenquellen: HELCOM, 2002b, S. 122 ff , OSPAR, 2000b, S. 61–66.

161. Hohe Schwermetallkonzentrationen werden auch in den Meeresorganismen der Ostsee, insbesondere im Hering (*Clupea harengus*), gefunden. Abbildung 2-19 zeigt die Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Ostseehering für Cadmium, Blei und Quecksilber. Während die Bleikonzentrationen im Hering seit 1980 nahezu überall gesunken sind, was vor allem auf den Ausstieg aus der Verwendung bleihaltiger Kraftstoffe zurückzuführen ist, sind die Quecksilberkonzentrationen im Hering ungefähr auf dem Niveau von 1980 geblieben (HELCOM, 2003a). Es gibt Regionen, in denen die Quecksilberkonzentrationen im Hering nach einem zwischenzeitlichen Rückgang fast wieder auf die relativ hohen Werte der frühen 1980er-Jahre gestiegen sind. Andere Quecksilberkonzentrationen in Ostseefischen liegen über dem vom Schwedischen Umweltamt angegebenen Referenzwert für unbelastete Fische (HELCOM, 2002c). Insgesamt ist der Trend für Quecksilber uneinheitlich und es gibt keine deutlichen Hinweise auf eine Verbesserung der Belastungslage.

162. Im Hinblick auf die Cadmiumkonzentrationen im Ostseehering ist sogar eine signifikante Zunahme zu verzeichnen (Abbildung 2-19). Auch in anderen Fischarten und in Muscheln bestimmter Regionen steigen die Cadmiumkonzentrationen an. So sind sie in Flundern (*Pleuronectes flesus*) aus dem Öresund von 1969 bis 1999 um 5 % pro Jahr gestiegen. Die Cadmiumkonzentrationen im

Abbildung 2-19

Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Ostseehering für Cadmium (■), Blei (○) und Quecksilber (❖) im Zeitraum von 1980 bis 2001 in verschiedenen Regionen der Ostsee



Legende für Cadmium (■), Blei (○) und Quecksilber (❖):
⇑: deutliche Konzentrationszunahme, ⇓: deutliche Konzentrationsabnahme, kein Pfeil: kein signifikanter Trend

Quelle: HELCOM, 2003a, S. 31, verändert

Barsch (*Perca fluviatilis*) und in Muscheln (*Mytilus edulis*) der schwedischen Küste sind innerhalb von vier bis fünf Jahren sogar um mehr als 10 % pro Jahr gestiegen und übersteigen die Werte der von der OSPAR-Kommission festgelegten Hintergrund-Referenzkonzentrationen. Diese Entwicklung ist besonders auffällig angesichts einer teils konstanten (oberhalb der Halokline), teils abnehmenden (unterhalb der Halokline) Cadmiumkonzentration im Meerwasser. Zu diesem Unterschied im Trend der Cadmiumkonzentrationen im Meerwasser und in Biota gibt es verschiedene Erklärungsversuche (z. B. Einfluss sich ändernder Salzgehalte oder pH-Gehalte des Meerwassers, oder von Effekten, die Umwelthormone auf den Organismus der Meerestiere ausüben), letztendlich verstanden sind die Ursachen aber nicht (HELCOM, 2002d). Für die deutsche Ostseeküste (Darßer Ort) ist in Bezug auf den Cadmiumgehalt in Miesmuscheln seit 1992 kein Trend zu verzeichnen (BLMP, 2002, S. 116).

163. Die höchsten Kupferkonzentrationen in Heringsleber wurden in der zentralen Bottnischen See, in der Nähe von industrialisierten Gebieten gemessen. Die Kupferkonzentrationen in Hering und Dorsch *(Gadus morhua)* sind während einer Messreihe von 15 Jahren annähernd konstant geblieben (HELCOM, 2002b, S. 130 ff.).

Eintragspfade und Quellen für Schwermetalle

164. Blei, Cadmium, Quecksilber und Kupfer werden über die Flüsse, über direkte Einleitungen (Industrieabwässer, kommunale Abwässer) sowie über die Luft in die Ostsee eingetragen. Die regionalen Einträge über die Luft haben sich für Blei, Cadmium und Quecksilber zwischen 1996 und 2000 kaum verändert (BARTNICKI et al., 2003). Auch die wenigen Daten zu den Einträgen über die Flüsse geben insgesamt keine Anhaltspunkte für eine Abnahme der Schwermetalleinträge (HELCOM, 2002b, S. 33). Vielmehr ergibt sich ein regional unterschiedliches Bild. In einigen Regionen ist zwischen 1994 und 2000 – bei zum Teil stark schwankenden Werten – eher eine Zunahme, in anderen eher eine Abnahme der Cadmium- und Bleieinträge zu beobachten (vgl. für Details HELCOM, 2003a, S. 26 ff.). Zu den Kupfereinträgen gibt es keine Daten über einen längeren Zeitraum (in den oben zitierten HELCOM-Berichten ist Kupfer nicht berücksichtigt). Die gesamten Schwermetalleinträge über das Wasser, also Flusseinträge einschließlich der Direkteinträge, ergeben für das Jahr 1995 Frachten von 337 Mg für Blei, 24 Mg für Cadmium, 13 Mg für Quecksilber und 1 595 Mg für Kupfer (Tabelle 2-21).

165. Im Vergleich dazu betrugen im Jahr 1996 die Depositionen über den Luftpfad in die Ostsee für Blei 177 Mg, für Cadmium 9,5 Mg und für Quecksilber 2,8 Mg (BARTNICKI et al., 2003). Werden die Einträge über den Wasserpfad aus dem Jahr 1995 und die Einträge über den Luftpfad aus dem Jahr 1996 zusammengerechnet, beträgt der Anteil der Emissionen über die Luft im Vergleich zu den Gesamtemissionen für Blei 34 %, für Cadmium 29 % und für Quecksilber 18 %.

166. Die Quellen für die Einträge von Schwermetallen entsprechen denen der Nordsee (Tabelle 2-5) und umfassen insbesondere die Verbrennung fossiler Energieträger, Industrietätigkeiten sowie Bergbau, Abfallverbrennung und die Verwendung schwermetallhaltiger Pflanzenschutz- und Düngemittel. Hauptemittenten luftgetragener Schwermetalle sind Russland, Polen und Deutschland (Tabelle 2-22).

Aufgrund des sehr kleinen Ostsseeeinzugsgebietes sind die Anteile Deutschlands an den Blei-, Cadmium-, Quecksilber- und Kupfereinträgen über den Wasserpfad mit ca. 0,6 bis 0,8 % sehr gering. Die Hauptemittenten für Schwermetalle über den Wasserpfad waren im Jahr 1995 (in der Reihenfolge ihrer Bedeutung): Russland, Finnland, Schweden und Polen für Blei; Polen, Russland, Finnland und Estland für Cadmium; Polen, Estland, Finnland und Russland für Quecksilber und Russland, Estland, Schweden und Polen für Kupfer (HELCOM, 1998a, S. 65 ff.).

Tabelle 2-21

Schwermetalleinträge in die Ostsee für das Jahr 1995 über Flüsse und direkte Einleitungen aus Kommunen und der Industrie

Schwermetalleinträge in Mg pro Jahr*	**Blei**	**Cadmium**	**Quecksilber**	**Kupfer**
Kommunale Direkteinleitungen	32,9	6,6	1,1	75,9
Industrielle Direkteinleitungen	4,0	0,6	0,6	49,6
Flüsse**	300,5	16,4	11,6	1 469,2
Gesamt	**337,4**	**23,6**	**13,3**	**1 594,7**

* Die Daten aus Estland stammen von 1994; alle Daten aus Dänemark fehlen
** Die Quecksilbereinträge über die Flüsse aus Lettland und die Quecksilber- und Bleieinträge über die Flüsse aus Russland fehlen.

Quelle: HELCOM, 1998a, S. 65, verändert

Tabelle 2-22

Anteil der drei Hauptemittenten an den gesamten atmosphärischen Blei-, Cadmium- und Quecksilberemissionen in der HELCOM-Region für das Jahr 2000

	Blei		Cadmium		Quecksilber	
	in Mg/a	**in %**	**in Mg/a**	**in %**	**in Mg/a**	**in %**
Russland	2 352	*65*	51	*44*	10	*15*
Polen	648	*18*	50	*43*	26	*38*
Deutschland	519	*14*	11	*9*	29	*42*
Gesamter Ostseeraum	3 632	*100*	117,6	*100*	69	*100*

SRU/SG 2004/Tabelle 2-22; Datenquelle: BARTNICKI et al., 2003

Zusammenfassung

167. Die im Meerwasser gemessenen Konzentrationen von Blei, Cadmium und Kupfer in der Ostsee sind seit 1980 zurückgegangen, dieser Trend hält jedoch seit Mitte der 1990er-Jahre für Cadmium und Kupfer nicht mehr an. In einigen Gebieten der Ostsee liegen die Konzentrationen an Blei, Cadmium und Kupfer in Sedimenten auch weiterhin um das drei- bis sechsfache über den entsprechenden EAC-Werten, im Fall von Quecksilber im Bereich des EAC-Wertes. In den Biota spiegelt sich der teilweise Rückgang der Schwermetallkonzentrationen im Wasser (mit Ausnahme von Blei) nicht wider. Die Kupfergehalte in Hering und Kabeljau und die Quecksilbergehalte im Hering blieben unverändert. Für Cadmium wurden in einigen Fällen bei Muscheln und Fischen sogar steigende Konzentrationen gemessen. Die Einträge von Cadmium, Blei und Quecksilber über den Luft- und über den Wasserpfad sind im Zeitraum von 1996 bis 2000 annähernd konstant geblieben.

Ähnlich wie bei der Nordsee demonstriert diese Entwicklung in den vergangenen Jahren die Notwendigkeit, sowohl die Emissionen aus den großen Punktquellen, als auch aus diffusen Quellen weiter zu reduzieren. Die in den Ausführungen zur Nordsee aufgezeigten möglichen Maßnahmen zur Reduktion von Schwermetalleinträgen (Tz. 63) gelten auch für das Ostseegebiet.

2.2.3.1.2 Arsen

168. Arsenkonzentrationen in Biota der Ostsee sind von Bedeutung, da der Verzehr von Meerestieren eine der wichtigsten Quellen für die Arsenbelastung des Menschen ist (Tz. 64). In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Pommersche Bucht) wurden erhöhte Konzentrationen an Arsen gemessen (7,3 bis 9,7 µg/l). Als Haupteintragsquelle wird die Oder angenommen. Die Arsenkonzentrationen im Sediment der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns haben sich von 1994 bis 1998 nicht verändert und lagen bei Werten zwischen 4 und 22 mg/kg (BLMP, 2002, S. 124). Damit wird der von OSPAR festgelegte EAC-Wert für Arsen im Sediment (1 bis 10 mg/kg) deutlich überschritten.

Arsen wurde an der deutschen Ostseeküste an jeweils einer Probenahmestelle in Aalmuttern, Miesmuscheln und in den Eiern von Silbermöwen *(Larus argentatus)* nachgewiesen. Die Konzentrationen in Miesmuscheln haben von 1992 bis 1996 bis auf 9,5 mg/kg zugenommen und sind seitdem auf den Wert von 5,5 mg/kg (2002) zurückgegangen. Die in Aalmuttern und Silbermöweneiern gemessenen Arsenwerte zeigen dagegen seit Beginn der Messungen (1994 bzw. 1991) keinen zunehmenden oder abnehmenden Trend und schwanken zwischen 1,4 und 2,5 mg/kg in Aalmuttern und 0,2 bis 0,32 mg/kg in Silbermöweneiern (UBA, 2003b). Alle an der Ostseeküste gemessenen Konzentrationen liegen deutlich unter den entsprechenden Werten im Wattenmeer (Tz. 64).

2.2.3.2 Organische Verbindungen

169. Trotz ihrer großen Bedeutung für die Belastung der Ostsee fehlen für viele organische Verbindungen umfassende Untersuchungen zur Konzentration im Wasser, in den Sedimenten und in den Meeresorganismen. Allenfalls zu einigen der seit Jahrzehnten bekannten Schadstoffe, wie PCB, HCH oder DDT, gibt es längere Zeitreihen, die eine Trendaussage zulassen, allerdings meist auch nur bezogen auf ein begrenztes Gebiet der Ostsee (HELCOM, 2002b, S. 119 ff.).

Entsprechend den Ausführungen zur Nordsee (Abschnitt 2.1.3.2) wird nachfolgend die Belastung der Ostsee anhand einiger Altschadstoffe (PCB, γ-HCH, TBT, DDT, PAK und Dioxine/Furane) beschrieben. Zu den Einträgen „neuerer“ organischer Verbindungen (u. a. polybromierte Diphenylether (PBDE), Nonylphenol, Nitromoschusverbindungen, Arzneimittel, siehe auch Tz. 76) gibt es in den HELCOM-Berichten – mit Ausnahme von PBDE – keine Daten zu Einträgen und zur Belastung der Ostsee.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

170. Die PCB-Konzentrationen im Ostseewasser sind sehr gering (< 0,2 bis 3 ng/l; UBA, 2003a) und liegen vielfach unterhalb der Nachweisgrenze. Die hohe Variabilität der Werte lässt keinen Trend für den Zeitraum von 1994 bis 1998 erkennen. Im Allgemeinen steigen die Konzentrationen in Richtung Küste an. PCB reichern sich aufgrund ihrer hohen Lipophilität in Sedimenten an. Hohe Sedimentkonzentrationen (2 bis 33 µg/kg) wurden entlang der schwedischen Küste in der zentralen Ostsee (Baltic Proper) und stark erhöhte Konzentrationen (bis zu 100 µg/kg) in der Nähe von Stockholm gefunden (HELCOM, 2002b, S. 126). An der schleswig-holsteinischen Küste lagen Belastungsschwerpunkte in der Kieler Innenförde (Sedimentkonzentration bis zu 185 µg/kg) und in Mecklenburg beim Werftbereich vor Warnemünde (80 bis 100 µg/kg) (BLMP, 2002, S. 135). Die PCB-Konzentrationen in Biota (z. B. in Hering und in Eiern der Trottellumme *(Uria aalge)*) haben seit den 1960er-Jahren abgenommen, in der zentralen Ostsee wird dieser Trend aber nicht mehr beobachtet (HELCOM, 2002b, S. 136).

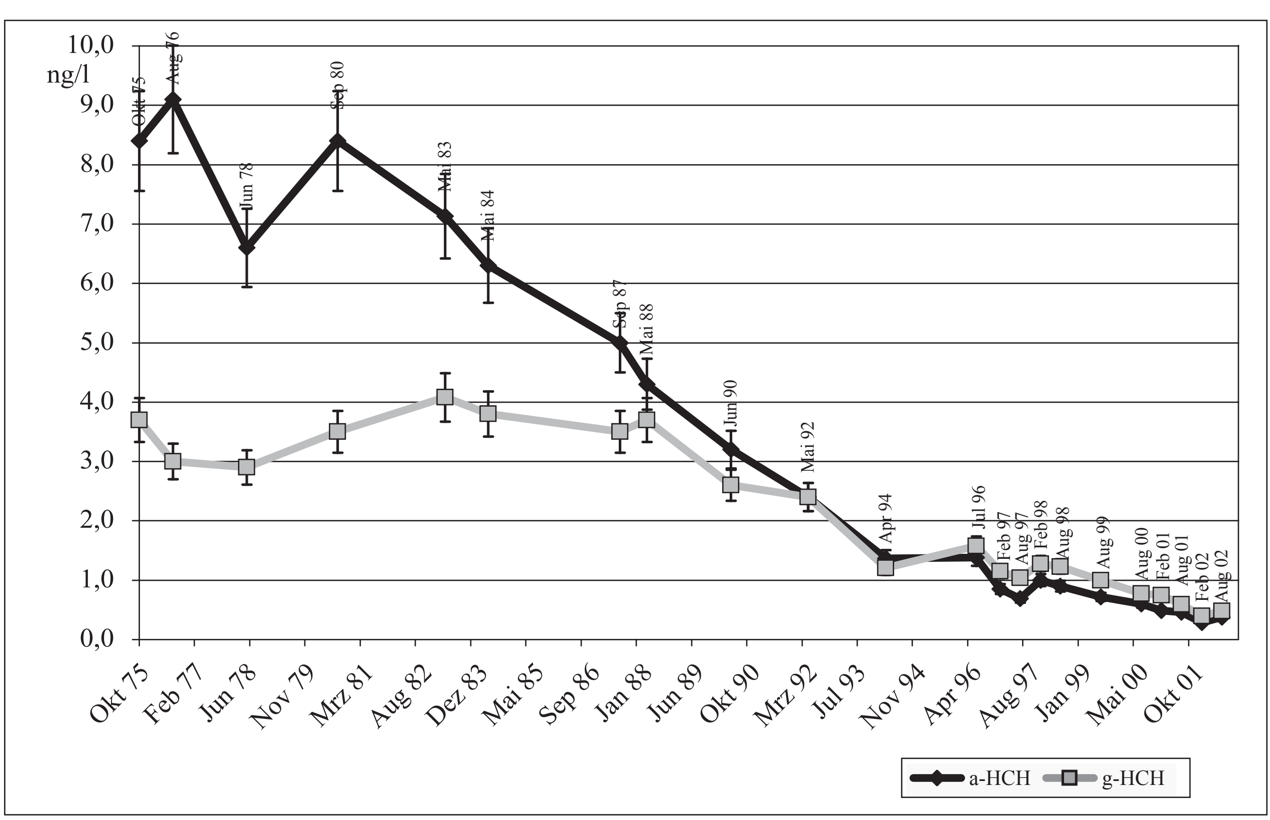
Eine erste vorläufige Abschätzung ergab für PCB einen Eintrag in die Ostsee über den Luftpfad von 715 kg (HELCOM, 2002b, S. 36).

Pflanzenschutzmittel und Biozide

171. Die Konzentration der beiden Hexachlorcyclohexan (HCH)-Isomere α-HCH und γ-HCH (Lindan) nahm zwischen 1975 und 1999 stark ab (Messungen im Arkonabecken, Abbildung 2-20). Bis 1993 wurde ein deutlicher Rückgang der Belastung des Oberflächenwassers mit HCH-Isomeren verzeichnet, ab 1994 ist dieser Abwärtstrend nicht mehr so deutlich zu erkennen. Nach 1999 wurde erneut ein starker Abfall der HCH-Konzentrationen gemessen, der zu einer weiteren Reduktion von über 30 % bis 2001 geführt hat (HELCOM, 2003a, S. 31). Infolge dessen nimmt auch in Biota die γ-HCH-Belastung seit Mitte der 1980er-Jahre ab (HELCOM, 2002b; S. 137; BLMP, 2002, S. 131f.). Die Konzentrationen sinken allerdings langsamer im westlichen Teil der Ostsee, was vermutlich auf eine weiterhin extensive Anwendung von Lindan in Südwesteuropa zurückzuführen ist (HELCOM, 2002b, S. 137).

Abbildung 2-20

Zeitlicher Verlauf der Konzentration von α-HCH und γ-HCH im Oberflächen-Meerwasser (3 bis 5 Meter) des Arkonabeckens



Quelle: BSH, 2003, schriftliche Mitteilung vom 21. Oktober 2003

Die atmosphärische Deposition von γ-HCH in die Ostsee wurde für 1997 auf ungefähr 3,4 Mg geschätzt (HELCOM, 2002b, S. 36). Während die Konzentrationen an γ-HCH in der Ostsee ähnlich hoch sind wie die Konzentrationen in der Nordsee, ist die Ostsee stärker mit α-HCH belastet. In den Jahren 1997 und 1998 bewegte sich die α-HCH-Konzentration zwischen 0,43 ng/l in der Kieler und der Flensburger Bucht und 1,1 ng/l in der zentralen Ostsee. Die relativ niedrigen Konzentrationen im westlichen Ostseeraum sind auf den Zufluss von geringer mit α-HCH belastetem Nordseewasser zurückzuführen. Die höheren Konzentrationen im östlichen Teil der Ostsee lassen sich insbesondere durch Kontaminationen aus der Vergangenheit erklären (HELCOM, 2002b, S. 120 ff.).

172. Wie in der Nordsee werden auch in der Ostsee die höchsten Tributylzinn (TBT)-Konzentrationen im Sediment typischerweise in Häfen und entlang von Wasserstraßen gefunden. Die Sedimente der Ostsee sind mit organischen Zinnverbindungen höher belastet (bis zu 33 mg/kg) als die Sedimente der Nordsee (Sediment in Dänemark: 16,9 mg/kg). TBT konnte in neugeborenen Schweinswalen (*Phocoena phocoena*), in Muscheln und in Ostseevögeln nachgewiesen werden. Eine Trendaussage ist nicht möglich (HELCOM, 2002b, S. 140). An vier Stationen der Küste Mecklenburg-Vorpommerns (u. a. am Werftstandort Warnemünde) lagen die Konzentrationen von TBT im Sediment um das fünffache über der Wirkschwelle für marine Vorderkiemenschnecken (BLMP, 2002, S. 143).

173. Die Verwendung des Insektizids DDT ist innerhalb der EG seit den 1970er-Jahren verboten. Für DDT und seine persistenten Abbauprodukte DDE und DDD wurde in den letzten zehn Jahren (teilweise seit 1980) eine signifikante Abnahme der Konzentrationen in den meisten untersuchten Biota gemessen (HELCOM, 2002b, S. 133f.). Seit den frühen 1970er-Jahren und im Verlauf der 1980er- und 1990er-Jahre ist die DDT-Belastung der Ostseerobben insgesamt gesunken. 1999 wurde allerdings noch von besonders hohen DDT-Konzentrationen im Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) aus dem Golf von Riga berichtet. Diese resultieren vermutlich aus der illegalen Verwendung oder unsachgemäßen Lagerung von DDT in Nachfolgestaaten der UdSSR (ALLSOPP et al., 2001, S. 30).

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

174. Auch die PAK-Konzentrationen im Wasser schwanken stark. Von 1989 bis 1998 konnten keine Änderungen der Konzentrationen im Meerwasser beobachtet werden. Die höchsten PAK-Konzentrationen im Sediment wurden im südlichsten Teil der Ostsee (Danziger Bucht, Lübecker Bucht) gemessen (35,2 mg/kg) (HELCOM, 2002b, S. 126). PAK sind nach wie vor von großer Relevanz, da sie bei der Verbrennung fossiler Energieträger entstehen und über den Luftpfad ubiquitär verteilt werden (BLMP, 2002, S. 141).

Dioxine und Furane

175. Zur Belastung der Sedimente in der Ostsee mit Dioxinen und Furanen gibt es nur wenige Informationen. Die Konzentrationsabnahme in Biota ist geringer als bei PCB und stagniert in den letzten zehn Jahren (HELCOM, 2002b, S. 139). Beispielsweise ist die Konzentration von Dioxinen in Eiern der Trottellumme bis 1990 auf ein Drittel des Wertes von 1970 gesunken und bleibt seitdem annähernd konstant.

Bei einigen der in der Ostsee gefangenen Fische wird der neue EG-Grenzwert für Dioxin in Lebensmitteln überschritten. Finnland und Schweden haben deshalb eine Ausnahmegenehmigung erhalten, um den Verkauf und Verzehr von Ostseefisch bis 2006 fortführen zu können (HELCOM, 2003a, S. 32).

Bromierte Flammschutzmittel

176. Bromierte Flammschutzmittel (PBDE) wurden in Fischen und in Eiern der Trottellumme nachgewiesen. Die Konzentrationen in den Eiern stiegen seit den 1970er-Jahren an, nahmen aber in den 1990er-Jahren wieder ab. Die Konzentrationen von PBDE in Frauenmilch dagegen zeigen einen kontinuierlichen Anstieg seit den frühen 1970er-Jahren (HELCOM, 2002b, S. 139).

Wirkungen der Schadstoffe

177. Ein bei höheren Wirbeltieren häufig beobachteter Effekt von Schadstoffen ist die Störung der Reproduktion. Der Rückgang einer Reihe von Fischräubern (Fischpredatoren) (Ringelrobben *(Pusa hispida)*, Kegelrobben *(Halichoerus gryphus*), Seehunden *(Phoca vitulina)*, Ottern *(Lutra lutra)* und Seeadlern *(Haliaeetus albicilla)*) des Ostseegebietes zwischen den 1950er- und 1970er-Jahren wird auf den damals ansteigenden Eintrag von chlororganischen Verbindungen (u. a. PCB, DDT) in die Ostsee zurückgeführt. Die Reduzierung der Schadstoffeinträge seit den 1970er-Jahren führte dann zur Erholung der Arten. Die Größe der Brut der Seeadler und der Anteil der sich erfolgreich fortpflanzenden Paare ist angestiegen. Allerdings scheint sich die Brutgröße auf einen Wert unterhalb des Wertes vor 1950 zu stabilisieren. Ein Zusammenhang mit den stagnierenden PCB- und Dioxinkonzentrationen in Ostseefischen (vgl. Tz. 170 und Tz. 175.) ist möglich. Die Eierschalen von Trottellummen sind seit 1970 wieder dicker geworden und haben die Dicke der Jahre vor 1940 erreicht. Andere Befunde zeigen aber, dass von einer Entwarnung in Bezug auf die Belastung der Ostsee mit Schadstoffen noch nicht gesprochen werden kann. In jungen Kegelrobben wurde zwischen den Untersuchungszeiträumen 1977 bis 1986 und 1987 bis 1996 eine Zunahme des Auftretens von Darmgeschwüren von ungefähr 10 % auf über 50 % entdeckt. Auch die Tatsache, dass sich die Otterpopulationen der Ostseeküsten noch nicht erholt haben, führt die Helsinki-Kommission darauf zurück, dass die Konzentrationen an

PCB und Dioxinen in Fischen immer noch zu hoch sind (HELCOM, 2002b, S. 140 ff.).

178. Eine im Jahr 1995 veröffentlichte Untersuchung an Neugeborenen aus schwedischen Fischerfamilien, die sich viel von baltischem Fisch ernährten, ergab Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen dem Verzehr kontaminierter Fische und einem erhöhten Risiko für ein geringeres Geburtsgewicht. Da die Dioxinkonzentrationen und Konzentrationen an PCB im Hering und Lachs immer noch sehr hoch sind, hat die schwedische Regierung empfohlen, dass Frauen im gebärfähigen Alter große Mengen dieser Fische nicht essen und schwangere Frauen auf den Konsum dieser Fische verzichten sollten (HELCOM, 2002b, S. 141). Bei Personengruppen, die fetthaltigen Ostseefisch in mittleren bis großen Mengen verzehren, konnte eine erhöhte Dioxin-, PCB- und DDT-Belastung festgestellt werden (ALLSOPP et al., 2001, S. 75 ff.).

179. Zudem werden erhöhte Schadstoffkonzentrationen als Auslöser für Fischkrankheiten genannt. So wurden signifikant erhöhte Konzentrationen hepatischer Entgiftungsenzyme – gemessen als EROD-Aktivität (EROD = Ethoxyresorufin O-Deethylase) – in baltischem Fisch in der Zeit zwischen 1988 und 1998 gefunden. Am Ende der Periode war die EROD-Aktivität zwei- bis dreimal höher als am Anfang, ein Hinweis darauf, dass die Fische Substanzen exponiert waren, die eine gesteigerte Produktion dieser Entgiftungsenzyme ausgelöst hatten. Da die Konzentration der Schadstoffe, die bekanntermaßen eine Zunahme der EROD-Aktivität induzieren, gesunken ist, müssen unbekannte Schadstoffe für diesen Effekt verantwortlich sein (HELCOM, 2002b, S. 140).

Zusammenfassung

180. Auch die Ostsee wird weiterhin durch die teilweise schon seit Jahren verbotenen oder in der Verwendung beziehungsweise Entstehung beschränkten Altschadstoffe PCB, γ-HCH, TBT, DDT, PAK und Dioxine/Furane kontaminiert. Über die Nahrungskette haben sich die organischen Schadstoffe insbesondere in den Fischen, Vögeln und Säugetieren der Ostsee angereichert. Die in der Ostsee gefangenen Speisefische sind oftmals stärker mit organischen Schadstoffen belastet als Fische anderer Regionen. Effekte wie ein vermehrtes Auftreten von Fischkrankheiten oder eine gestörte Reproduktion bei höheren Arten werden in der Ostsee beobachtet. Der Verzehr schadstoffbelasteter Fische führt zu einer Erhöhung der Konzentrationen an organischen Schadstoffen im menschlichen Körper.

Es kann davon ausgegangen werden, dass – ähnlich wie in die Nordsee – auch in die Ostsee „neuere“ organische Schadstoffe eingetragen werden. Um genauere Hinweise zu Eintragsmengen und Wirkungen dieser Stoffe zu bekommen, müsste das Schadstoffmonitoring der Ostsee entsprechend ausgeweitet werden.

Zur Reduzierung des Eintrags organischer Schadstoffe werden die im Kapitel zur Belastung der Nordsee genannten Minderungsmaßnahmen empfohlen (Tz. 79). Insgesamt erfordert die Vermeidung der Einträge prioritärer organischer Schadstoffe in die Ostsee ein umfassendes Konzept, das die Substitution persistenter und bioakkumulierender Stoffe durch umweltfreundlichere Stoffe zum Ziel hat (siehe Abschnitt 3.2.3).

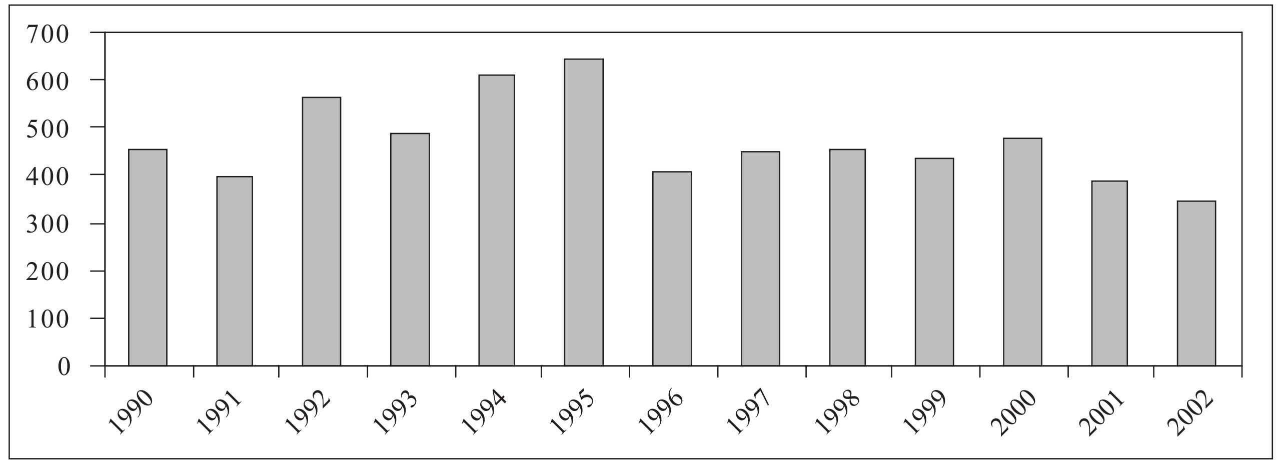
2.2.3.3 Öleinträge

181. Der Eintrag von petrochemischen Substanzen stellt eine weitere Belastung der Ostsee dar. HELCOM (2002b) berechnet den jährlichen Öleintrag auf 20 000 bis 70 000 Mg. Die Offshore-Ölförderung spielt bisher in der Ostsee eine untergeordnete Rolle (GROMOLL, 1996). Zurzeit plant allerdings der russische Ölkonzern „Lukoil“, nur 22 km vom Naturschutzgebiet „Kurische Nehrung“ entfernt, den Bau einer Ölbohrinsel. Ab dem Jahr 2004 sollen dort 700 000 Mg Öl jährlich gefördert werden (Tageszeitung vom 18. Juli 2003). GROMOLL (1996) hat für das Jahr 2000 eine Menge von 25 bis 100 Mg errechnet, die durch Prospektion, Exploration und Förderung von Kohlenwasserstoffen in die Ostsee gelangen. Der Anteil am Gesamteintrag von Öl-Kohlenwasserstoffen durch die illegale Öleinleitung aus Schiffen liegt bei ca. 10 %. Trotz bestehender Strafverfolgung und erleichterter Entsorgung durch den Ausbau von Auffanganlagen in den Häfen ist bisher nur eine geringfügige Abnahme dieser Schadstoffbelastung zu verzeichnen (Abschnitt 3.4.3.1). Nach Angaben der Helsinki-Kommission erfolgten in den vergangenen zwölf Jahren 500 bis 700 illegale Öleinleitungen pro Jahr (HELCOM, 2003a; Abbildung 2-21). Mit dem prognostizierten Anstieg des Schiffsverkehrs könnte es zu einer Intensivierung der illegalen Freisetzung von Ölbestandteilen kommen.

Hinzu kommt noch die Problematik der unfallbedingten Ölfreisetzungen. In den Jahren von 1969 bis 1998 kam es im Ostseegebiet zu 40 größeren Schiffskollisionen, bei denen jeweils mehr als 100 Mg Öl freigesetzt wurden (HELCOM, 2002b). Der letzte größere Unfall war die Kollision der MS „Baltic Carrier“ mit der MS „Tern“ im Jahr 2001, bei der ca. 2 700 Mg Öl ausliefen. Neben den akuten Auswirkungen dieser Ölunfälle, wie verschmutzte Strände und verendete Seevögel, sind langfristige Auswirkungen, unter anderem anhand von erhöhten Konzentrationen von Erdöl-Kohlenwasserstoffen im Sediment, zu beobachten (HELCOM, 2003a).

Abbildung 2-21

Anzahl der ermittelten, illegalen Öleinleitungen in die Ostsee zwischen 1990 und 2002



Quelle: HELCOM, 2003a, verändert

2.2.3.4 Radioaktive Substanzen

182. Aufgrund des sehr langsamen Austausches des Ostseewassers ist die Aufenthaltszeit für Schadstoffe, einschließlich vom Menschen erzeugter Radionuklide, in der Ostsee sehr lang. Aus diesem Grunde sind die Aktivitätskonzentrationen für Cäsium und Strontium höher als in anderen Meeresgebieten (HELCOM, 2002b). Die wesentlichen Quellen „künstlicher“ Radionuklide in der Ostsee sind nach ihrer Gewichtigkeit aufgeführt:

– der Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahr 1986;

– die oberirdischen Atombombentests speziell in den 1960er- und 1970er-Jahren;

– die Einleitungen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen La Hague und Sellafield, die über den Nordseeeinstrom in die Ostsee gelangen und dort nachgewiesen werden können und

– die kerntechnischen Anlagen vor Ort (Freisetzung von Radioaktivität durch atombetriebene militärische Schiffe).

183. Die Ostsee war in weit größerem Umfang von der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl betroffen als die Nordsee. Der Reaktorunfall führte kurzfristig zu einer deutlichen Erhöhung der radioaktiven Belastung des Wasserkörpers. Wie in Tabelle 2-23 zu sehen ist, stammt der Hauptanteil des Cäsium-137-Eintrags in der Zeit zwischen 1950 und 1996 aus der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl. Der größte Teil Cs-137 wurde dabei über die Atmosphäre eingetragen.

Im Gegensatz zum Wasserkörper der Nordsee, in dem die Belastung mit Cs-137 bereits kurze Zeit nach dem Reaktorunfall auf dem Niveau der vor dem Unfall gemessenen Werten lag, sind die im Wasser der Ostsee gemessenen Cs-137-Werte heute noch immer höher als vor dem Unfall. Demzufolge sind auch in den Sedimenten, die eine wichtige Senke für Radionuklide bilden, erhöhte Konzentrationen zu messen. So konnte speziell in Sedimenten aus dem Bottnischen Meerbusen ein deutlicher Anstieg der Cs-137-Aktivitätskonzentrationen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl nachgewiesen werden (HELCOM, 2002b).

Tabelle 2-23

Gesamteintrag von Cs-137 in die Ostsee zwischen 1950 und 1996

Quellen	Eintragspfade	Cs-137 Eintrag (TBq)
Oberirdische Atomwaffentests	Atmosphäre (Deposition) Flüsse	1 800 100
Reaktorunfall von Tschernobyl	Atmosphäre (Deposition) Flüsse	4 400 300
WAA (Sellafield und La Hague)	Nordseeeinstrom	400
Kerntechnische Anlagen	Küsteneinleitungen	2

Quelle: HELCOM, 2002b

184. Die gegenüber der Nordsee erhöhten Aktivitätskonzentrationen spiegeln sich auch in der Belastung der Meerestiere wider. Die durchschnittliche Cs-137-Aktivität in Fischen beträgt für den Bereich der Ostsee 6,1 Bq/kg Feuchtmasse (BfS, 2003). Dennoch sind die gemessenen Aktivitätskonzentrationen absolut gesehen sehr gering und stellen keine Belastung für die aquatischen Organismen dar. Des Weiteren sind die in den Fischen ermittelten Werte für „künstliche“ Radionuklide so niedrig, dass der Verzehr von Ostseefischen – der durchschnittliche Fischverzehr führt zu einer zusätzlichen Strahlendosis von 1 bis 2 µSv/a, was lediglich 1 bis 2 % des Grenzwerts der Internationalen Strahlenschutzkommission entspricht – kein nennenswertes zusätzliches Risiko für den Menschen darstellt (HELCOM, 2002b; TEUCHER, 1996).

2.2.3.5 Militärische Altlasten

185. Im und nach dem Zweiten Weltkrieg wurde speziell in der Ostsee und im Skagerrak konventionelle und chemische Munition versenkt. Dies geschah in weit höherem Maße als in der Nordsee (weshalb dieses Problem nur hier erörtert wird). Über die chemischen Kampfstoffe liegt inzwischen bezüglich Ort und Menge der versenkten Munition ein relativ guter Überblick vor. Bei der konventionellen Munition ist die Situation unübersichtlicher.

Wichtige Versenkungsgebiete für chemische Kampfstoffmunition waren zum einen das Skagerrak, wo 150 000 Mg versenkt wurden, das Bornholmbecken mit etwa 32 000 Mg, der Südausgang des Kleinen Belt mit 5 000 Mg und das Gotlandbecken mit ca. 2 000 Mg (HELCOM, 1994). Der Großteil der Munition liegt in Wassertiefen zwischen 70 und 120 m, im Skagerrak in Tiefen von 200 bis 700 m. In diesen Wassertiefen herrscht meist eine stabile Wassermassenschichtung mit einer nur schwachen Bodenströmung, weshalb der vertikale Stofftransport nur sehr gering ist. Über den Zustand der Munition ist sehr wenig bekannt, da sie inzwischen oft zusedimentiert ist und Untersuchungen vor Ort in den letzten Jahren so gut wie gar nicht erfolgt sind (THEOBALD et al., 1996). Somit gibt es auch wenig Anhaltspunkte, inwieweit die Stoffe bereits in das Meerwasser gelangt sind. Gefunden wurden bisher sowohl intakte Munition wie auch durchkorrodierte, leere Hüllen.

Bei dem versenkten Material handelt es sich um recht unterschiedliche Substanzen wie beispielsweise Clark I (= Diphenylarsinchlorid, Nasen- und Rachenreizstoff), Phosgen (= Kohlenoxidchlorid, Lungenkampfstoff) und Tabun (= P-Cyan-N,>N-dimethyl-phosphonamidsäureethylester, Nervenkampfstoff) (HELCOM, 1994). Bei den meisten Stoffen geht man davon aus, dass sie im Meerwasser relativ leicht zu ungiftigen Produkten abgebaut werden (THEOBALD et al., 1996). Bedenklicher dagegen sind die arsenhaltigen Kampfstoffe Clark I und II, sowie Adamsit (10-Chlor-5-hydrophenarsazin(10)), da sie schwer abbaubar sind. Die Mengen der versenkten arsenhaltigen Kampfstoffe und deren Löslichkeit sind aber so gering, dass nicht mit hohen Arsenkonzentrationen im Sediment und im Meerwasser gerechnet wird. Außerdem wird der Hauptanteil des Arsens nach der Freisetzung in anorganischer Form vorliegen und damit geringer toxisch sein als die organischen Verbindungen (HELCOM, 2002b). Vermutlich werden die Kampstoffe mit der Zeit in eher geringen Dosen freigesetzt, da nicht die komplette Munition gleichzeitig durchrostet.

Eine akute Bedrohung liegt momentan in erster Linie für die Fischerei vor, wenn versehentlich Munition in die Netze gerät und dabei Besatzung und Fang kontaminiert werden. In Dänemark werden solche Unfälle erfasst, da dort eine Meldepflicht besteht und verunreinigter Fang finanziell entschädigt wird. Es zeigt sich dort ein abnehmender Trend für derartige Ereignisse (HELCOM, 2002b).

Insgesamt wird von wissenschaftlicher Seite kein akuter Handlungsbedarf angemahnt (Fachgespräch mit dem Umweltministerium von Schleswig-Holstein am 7. Mai 2003; HELCOM, 1994, 2002b; THEOBALD et al., 1996). Außerdem ist eine Bergung der Munition als einzig mögliche Maßnahme mit einem sehr hohen Risiko für das Ökosystem verbunden, da durch mechanische Beschädigungen größere Mengen der Kampfstoffe gleichzeitig freigesetzt werden könnten.

186. Der Umweltrat sieht derzeit keine Veranlassung, dieser Einschätzung zu widersprechen und gibt aus diesem Grunde keine weitergehenden Empfehlungen. Allerdings wird darauf aufmerksam gemacht, dass sehr wenig Informationen über den derzeitigen Zustand der Munition und somit auch über die Freisetzung von Schadstoffen vorliegen, um die Sachlage zufriedenstellend bewerten zu können. Auch wenn es derzeit nicht danach aussieht, dass eine Beseitigung der wie auch immer einzuschätzenden Belastung möglich ist, so sollte doch wenigstens durch ein geeignetes Monitoring eine bestehende oder mögliche Schadstofffreisetzung durch Kampfstoffmunition in den Versenkungsgebieten überwacht werden.

2.2.4 Nährstoffeinträge und Eutrophierung

2.2.4.1 Eutrophierungsfolgen in der Ostsee

187. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts hat sich die Ostsee von einem oligotrophen Meer mit klarem Wasser zu einem hochgradig eutrophierten Gewässer entwickelt, das im Verlauf der zurückliegenden fünfzig Jahre deutlich trüber geworden ist. Durch die Eutrophierung hat sich die Artenzusammensetzung der Ostsee erheblich verändert, insbesondere sind die Bestände von Seegras *(Zostera spp.)* und Blasentang (*Fucus vesiculosus*) deutlich zurückgegangen. Von der Eutrophierung und ihren Effekten sind alle Teilbereiche der Ostsee betroffen. Die eingetragenen Nährstoffe gelten als Mitverursacher von Algenblüten, die in den meisten Ostseegebieten regelmäßig bis zu dreimal jährlich im Frühjahr, Sommer und Herbst auftreten. Die Konzentrationen von Nährstoffen im Wasserkörper der Ostsee sind in den 1990er-Jahren nicht signifikant zurückgegangen, sondern auf einem hohen Niveau

verblieben (HELCOM, 2002b, S. 180 ff.). Aufgrund des Sauerstoffmangels am Meeresboden sind die Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor im Tiefenwasser sogar gestiegen.

Eine Besonderheit der Ostsee gegenüber der Nordsee (Tz. 93 ff.) ist das massenweise Auftreten von blau-grünen Algen (Cyanobakterien) im Sommer. Während die Phytoplanktonproduktion grundsätzlich durch die Verfügbarkeit von Stickstoff limitiert ist, sind Cyanobakterien in der Lage, Stickstoff aus der Luft zu binden. Somit wird Phosphor zum limitierenden Faktor. Je reichlicher Phosphor verfügbar ist, desto mehr zusätzlicher Stickstoff kann von den Cyanobakterien fixiert und damit in den Nährstoffkreislauf aufgenommen werden (IOW, 1999). Neben der hohen Verfügbarkeit von Phosphor und dem Mangel an anorganischem Stickstoff benötigen Cyanobakterien hohe Wassertemperaturen und relativ ruhige See, um sich optimal entwickeln zu können. Seit den 1960er-Jahren scheinen Häufigkeit und Intensität der Sommerblüte von blau-grünen Algen zugenommen zu haben. Dabei traten im Sommer 1997 und seitdem in immer kürzer werdenden Abständen „Rekordblüten“ von toxischen Blaualgen auf (EU-Kommission, 2002a, S. 42). So hat sich seit 1992 die Artenzusammensetzung der blühenden Blaualgen geändert – während früher die nicht toxische Art *Aphanizomenon flosaquae* häufiger als die potenziell toxische Art *Nodularia spumigena* war, hat sich dieses Verhältnis nunmehr umgekehrt (HELCOM, 2003a, S. 22 f.).

2.2.4.2 Quellen und Entwicklung der Nährstoffeinträge

Stickstoff

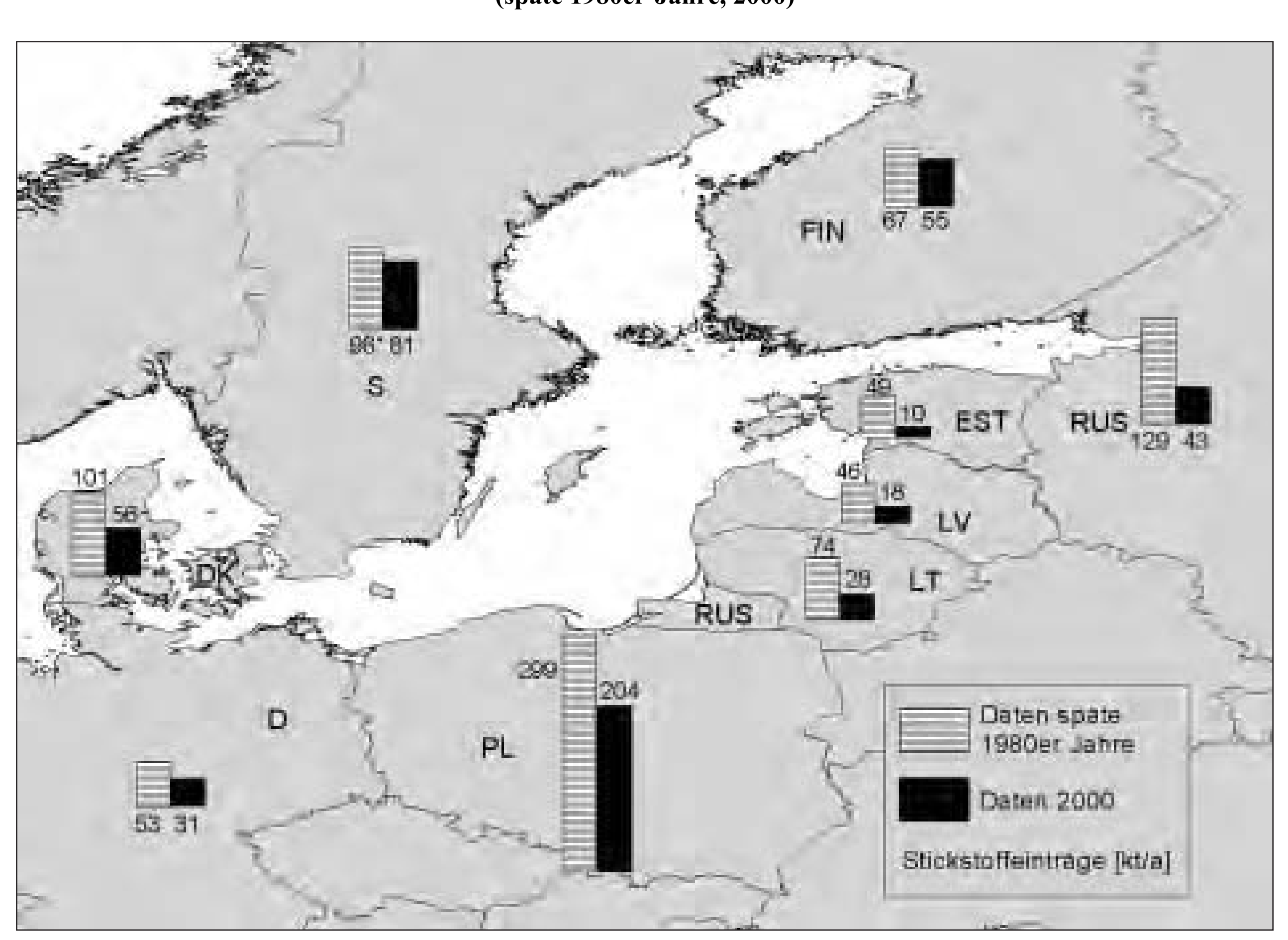
188. Der wesentliche Eintragspfad für Nährstoffe ist der Wasserpfad (Flüsse und direkte Einleitungen). Eine frachtenorientierte Betrachtung zeigt, dass über diesen Pfad etwa doppelt soviel Stickstoff und etwa zehnmal soviel Phosphor in die Ostsee gelangt wie über den Luftpfad (HELCOM, 2003a; HELCOM, 2001b, S. 4). Während die über den Luftpfad eingetragene Stickstoffmenge zwischen 1986 und 1995 zunächst um 25 % auf 248 000 Mg pro Jahr reduziert werden konnte (HELCOM, 1997, S. 25), stieg sie bis zum Jahr 2000 wieder auf ungefähr 300 000 Mg pro Jahr an. Bei den über Flüsse eingetragenen Stickstoffverbindungen war bis Mitte der 1990er-Jahre eine steigende Tendenz zu verzeichnen. Im Jahr 1995 betrug die über diese Pfade eingeleitete Menge bereits etwa 760 000 Mg (HELCOM, 1998a, S. 53;). Im Zeitraum 1994 bis 2000 ließ sich kein eindeutiger Trend bei den Stickstoffeinträgen über den Wasserpfad feststellen, vielmehr folgten diese den Abflussmengen der in die Ostsee mündenden Flüsse. In Jahren mit hohen Niederschlägen wurden deutlich größere Stickstoffmengen eingetragen als in trockenen Jahren. Im Jahr 2000 betrug der Stickstoffeintrag knapp 700 000 Mg (HELCOM, 2003c, S. 8). Mehr als 50 % der gesamten Stickstoffeinträge erfolgten dabei über die vier Flüsse Newa, Weichsel, Oder und Memel (HELCOM, 2003a, S. 12).

189. Eine quellenorientierte Betrachtung der Stickstoffeinträge zeigt die unterschiedlichen Anteile der einzelnen Ostseeanrainerstaaten an den Gesamteinträgen (Abbildung 2-22, S. 102). Polen, das seine jährlichen Einträge in die Oberflächengewässer zwar von 1985 bis zum Jahr 2000 um etwa 100 000 Mg verringern konnte, hat mit 37 % der Gesamteinträge nach wie vor den mit Abstand größten Anteil. Relativ gering sind die Anteile der baltischen Staaten (mit insgesamt 14 % der Gesamteinträge), aber auch Deutschlands (mit 6 % der Gesamteinträge). Zwar konnten alle Staaten ihre Punkteinleitungen und diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Ostsee von den späten 1980er-Jahren bis 2000 reduzieren, dies allerdings in unterschiedlichem Umfang. Das in einer Ministererklärung der HELCOM-Vertragsstaaten 1988 gesteckte Ziel, die Einträge von Stickstoff um 50 % zu reduzieren (Tz. 327), wurde dabei allerdings von der Mehrzahl der Länder verfehlt. Aufgrund von Zeitverzögerungen durch natürliche Prozesse ist damit zu rechnen, dass bis zum Jahr 2005 noch nicht die vollen Auswirkungen der umgesetzten Maßnahmen im Agrarbereich sichtbar werden (LÄÄNE et al., 2002, S. 23). Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die zugrunde liegenden Daten einige Inkonsistenzen aufweisen. Insbesondere die Zahlen für die Emissionen aus der Landwirtschaft der osteuropäischen Länder aus den 1980er-Jahren können nur als Schätzungen interpretiert werden. Die prozentual höchste Verringerung zwischen den späten 1980er-Jahren und dem Jahr 2000 fand in Estland statt (um ca. 80 % gegenüber den Werten zu UdSSR-Zeiten), die geringste Reduktion wurde mit knapp 20 % in Schweden erreicht. Um die absolut größten Mengen verringerten Polen und Russland ihre Emissionen (um etwa 100 000 beziehungsweise 85 000 Mg Stickstoff pro Jahr). In den osteuropäischen Staaten wurden im Allgemeinen größere Reduktionen als in den EU-Mitgliedstaaten erzielt. Als ein wesentlicher Grund dafür werden die ökonomischen Umbrüche in der Industrie, aber auch im Agrarsektor, seit Beginn der 1990er-Jahre angesehen. Es ist damit zu rechnen, dass ohne politische Maßnahmen zukünftig kaum weitere Reduktionen erreicht werden. So werden die baltischen Staaten ihr Hauptaugenmerk darauf richten, die Emissionen auf dem derzeitigen Niveau zu halten (LÄÄNE et al., 2002, S. 23). Es besteht allerdings sogar die Gefahr, dass es im Zuge der EU-Osterweiterung zu einer Intensivierung der Landwirtschaft und damit zu zunehmenden Nährstoffeinträgen in den Beitrittsstaaten kommt.

190. In Tabelle 2-24 sind die aus dem deutschen Einzugsgebiet der Ostsee stammenden Stickstoffeinträge in die Ostsee dargestellt. Es zeigt sich, dass die Einträge aus der Landwirtschaft deutlich weniger zurückgegangen sind als die kommunalen und industriellen Direkteinleitungen. Für die landwirtschaftlichen Einträge wurde das 50%-Reduktionsziel deutlich verfehlt. Sie machten im Jahr 1995 fast drei Viertel der gesamten Stickstoffeinträge aus. Im deutschen Bericht über

Abbildung 2-22

Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes der Ostsee (späte 1980er-Jahre, 2000)



* Mit einer anderen Methode als der Wert für 2000 berechnet; der angegebene Wert ist vermutlich zu niedrig.

SRU/SG 2004/Abbildung 2-22; Datenquelle: HELCOM, 2003b, S. 7; LÄÄNE et al., 2002, S. 14–22

Tabelle 2-24

Anthropogene Stickstoffeinträge aus dem deutschen Einzugsgebiet in die Ostsee und erzielte Reduktionen (späte 1980er-Jahre und 1995)

	späte 1980er-Jahre		1995		Reduktion
	Menge (Mg/a)	Anteil	Menge (Mg/a)	Anteil	
Diffuse Einträge (Landwirtschaft)	35 200	*66 %*	26 100	*73 %*	*26 %*
Kommunale Einleitungen	16 100	*30 %*	8 600	*24 %*	*47 %*
Industrielle Einleitungen	1 900	*4 %*	1 100	*3 %*	*42 %*
Fischzucht	160	*0,3 %*	110	*0,3 %*	*31 %*
Gesamteinträge	**53 360**	***100 %***	**35 910**	***100 %***	***33 %***

SRU/SG 2004/Tabelle 2-24; Datenquelle: LÄÄNE et al., 2002, S. 17

Nährstoffeinträge (LÄÄNE et al., 2002, S. 118) wird für den Zeitraum zwischen den späten 1980er-Jahren und 1995 dargestellt, dass parallel zur 26%igen Reduktion der landwirtschaftlichen Einträge in die Oberflächengewässer eine etwa 50%ige Verringerung der Stickstoffdüngung auf den landwirtschaftlichen Flächen stattfand. Die wesentliche Ursache für diesen deutlichen Rückgang der Stickstoffdüngung sind die sozioökonomischen Veränderungen auf dem Gebiet der früheren DDR nach 1989. Beim Vergleich zwischen Stickstoffdüngung und Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer wird deutlich, welche große Rolle der Transport von Stickstoffverbindungen über das Grundwasser spielt, der kaum zurückging. Es ist davon auszugehen, dass durch die lange Verweildauer der Nährstoffe in Böden und Grundwasser die Reduktionen der Stickstoffaufbringung auf die landwirtschaftlichen Flächen erst mit einer Zeitverzögerung von zwanzig bis dreißig Jahren eine entsprechend große Reduktion der Einträge in die Oberflächengewässer nach sich ziehen (LÄÄNE et al., 2002, S. 123). Dabei ist zu beachten, dass Menge und Zeitdauer der Auswaschungen stark von der Bewirtschaftungspraxis und der Bodenbeschaffenheit der landwirtschaftlichen Flächen abhängen. Die im Bereich der direkten Einträge zur Erreichung des 50-%-Zieles fehlenden Reduktionen werden vermutlich relativ bald erreicht (LÄÄNE et al., 2002, S. 123).

Phosphor

191. Die Einträge von Phosphor in die Ostsee sind seit Ende der 1980er-Jahre zurückgegangen. Während im Jahr 1990 auf dem Wasserweg noch 46 000 Mg Phosphor in die Ostsee eingetragen wurden, waren es 2000 nur knapp 31 000 Mg (HELCOM, 2003c, S. 10; HELCOM, 1993, S. 144). Als Ursachen werden insbesondere Verbesserungen in der Abwasserbehandlung und bei der Nutzung phosphatfreier Waschmittel genannt. Dieser Abnahmetrend verlangsamt sich jedoch in jüngerer Zeit. Im Zeitraum zwischen 1994 und 2000 konnte kein eindeutiger Rückgang der Phosphoreinträge mehr verzeichnet werden, vielmehr variierten die Einträge stark mit den Wassermengen der Flüsse (HELCOM, 2003c, S. 10). Die über den Luftweg in die Ostsee eingetragene Phosphormenge ist im Vergleich zu der über Flüsse eingetragenen so gering, dass sie vernachlässigt werden kann (HELCOM, 1997, S. 8).

Unter bestimmten hydrographischen Bedingungen wird Phosphor aus dem Meeressediment gelöst und gelangt in die Wassersäule. Diese Freisetzung wird durch Veränderungen der Wasserschichtung und durch Sauerstoffmangel begünstigt. Im Finnischen Meerbusen entsprach die im Zeitraum zwischen 1994 und 1998 auf diese Weise in die Wassersäule eingebrachte Phosphormenge der Menge, die aufgrund der Emissionen landbasierter Quellen in die Ostsee gelangte (HELCOM, 2002b, S. 177).

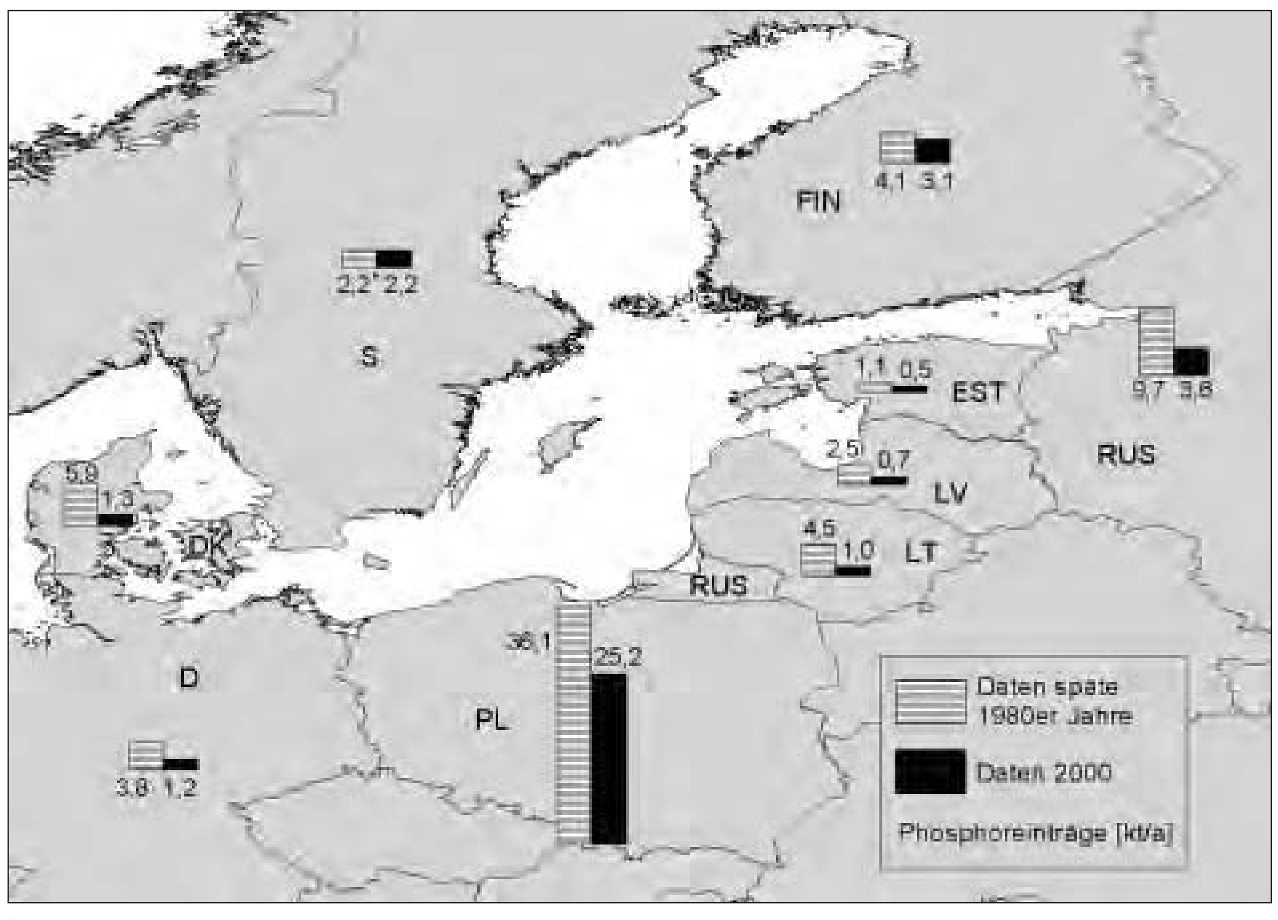
Der weit überwiegende Anteil der Phosphoreinträge, nämlich rund zwei Drittel aller Einträge in die Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Ostsee, stammt aus Polen. Relativ gering sind insbesondere die Einträge der baltischen Staaten sowie Dänemarks und Deutschlands, wobei letztere nur jeweils 3 % der Gesamteinträge ausmachen (Abbildung 2-23).

Die meisten HELCOM-Mitgliedstaaten erreichten das 50-%-Reduktionsziel für die Einträge von Phosphor bereits bis zum Jahr 1995 oder verfehlten es zumindest nur knapp (Abschnitt 3.3.1.2). Auffallend geringe Reduktionen erzielten allerdings Schweden, Finnland und Polen. Zumindest die EU-Mitgliedstaaten konnten im Bereich der punktuellen Einleitungen wesentliche Reduktionen erreichen, die Einträge aus der Landwirtschaft gingen dagegen kaum zurück. Wegen der schweren Löslichkeit und daraus resultierenden langen Verweilzeiten der Phosphor-Nährsalze im Oberboden wird es lange dauern, bis sich die getroffenen Maßnahmen zur Verringerung der Phosphorbelastung auf die Einträge in die Oberflächengewässer bemerkbar auswirken.

192. Deutschland hat das HELCOM-Reduktionsziel von 50 % für die Phosphoreinträge bereits im Jahr 1991 erreicht und bis zum Jahr 2000 mit einer etwa 70%igen Reduktion sogar übertroffen (Tabelle 2-25). Die deutlichen Verringerungen der deutschen Phosphoreinträge wurden im Wesentlichen im Bereich der kommunalen und industriellen Einleitungen erzielt. Als Hauptgrund dafür werden die verbesserte Abwasserbehandlung auf dem Gebiet der ehemaligen DDR sowie die Schließung oder Modernisierung ostdeutscher Industrieanlagen genannt (LÄÄNE et al., 2002, S. 17). Die landwirtschaftlichen Einträge haben dagegen sogar leicht zugenommen. Mit jährlich 640 Mg erreichten sie 1995 bereits einen Anteil von etwa 50 % an den gesamten Phosphoreinträgen. Dem gegenüber steht eine mehr als 70%ige Reduktion der Phosphorüberschüsse in der landwirtschaftlichen Düngung vom Ende der 1980er-Jahre bis 1995. Diese Diskrepanz lässt sich durch die langen Verweilzeiten der schwer löslichen Phosphorverbindungen und ihre im Verlauf der letzten Jahrzehnte erfolgte Anreicherung im Oberboden erklären. Selbst bei einem deutlichen Rückgang der Phosphatdüngung führten die konstant hohen Phosphorausspülungen durch Erosion zu nicht abnehmenden Gesamteinträgen.

Abbildung 2-23

Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes der Ostsee (späte 1980er-Jahre, 2000)



* Mit einer anderen Methode als der Wert für 2000 berechnet; der angegebene Wert ist vermutlich zu niedrig.

SRU/SG 2004/Abbildung 2-23; Datenquelle: HELCOM, 2003b, S. 7 sowie LÄÄNE et al., 2002, S. 14–22

Tabelle 2-25

Anthropogene Phosphoreinträge aus dem deutschen Einzugsgebiet in die Ostsee und erzielte Reduktionen (späte 1980er-Jahre und 1995)

	späte 1980er-Jahre		1995		Reduktion
	Menge (Mg/a)	Anteil	Menge (Mg/a)	Anteil	
Diffuse Einträge (Landwirtschaft)	600	*16 %*	640	*49 %*	*– 7 %*
Kommunale Einleitungen	2 750	*72 %*	590	*45 %*	*79 %*
Industrielle Einleitungen	440	*12 %*	50	*4 %*	*89 %*
Fischzucht	30	*1 %*	20	*2 %*	*33 %*
Gesamteinträge	**3 820**	***100 %***	**1 300**	***100 %***	***66 %***

SRU/SG 2004/Tabelle 2-25; Datenquelle: LÄÄNE et al., 2002, S. 17

Zusammenfassung

193. In Bezug auf Phosphoreinleitungen wurde das von der Helsinki-Kommission beschlossene 50%-Minderungsziel der Nährstoffeinträge im Zeitraum von 1987 bis 1995 für das deutsche Ostsee-Einzugsgebiet bereits frühzeitig erfüllt. Das Reduktionsziel für Stickstoff konnte nicht erreicht werden, die Einträge sind lediglich um etwa vierzig Prozent verringert worden. Die aus der Landwirtschaft eingetragenen Nährstoffe spielen bei den verbleibenden Einträgen eine dominierende Rolle. Generell sind die landwirtschaftlichen Phosphoreinträge weniger gesunken als die Stickstoffeinträge (LÄÄNE et al., 2002, S. 9). Nicht zu vernachlässigen sind die über die Atmosphäre erfolgenden Stickstoffeinträge (Ammoniak aus der Tierhaltung, NO_x aus häuslichen und industriellen Verbrennungsprozessen sowie aus dem Straßen- und Schiffsverkehr) in die Ostsee. Sie machen zusammen etwa ein Drittel der gesamten Stickstoffeinträge aus (HELCOM, 2003b, S. 18). Noch nicht exakt vorhersagbar, aber wahrscheinlich von Relevanz, sind die Auswirkungen der EU-Osterweiterung auf die Entwicklung der Nährstoffeinträge der Beitrittsstaaten. Nach Einschätzung des Umweltrates könnte es im Bereich der Landwirtschaft durch eine zunehmende Intensivierung eher zu erhöhten Einträgen kommen, während die kommunalen und industriellen Einleitungen bedingt durch die Umsetzung der europarechtlichen Vorschriften zur Abwasserreinigung vermutlich zurückgehen werden.

2.2.5 Umweltrisiken und -belastungen durch die Seeschifffahrt

194. Die Ostsee gehört mit jährlich rund 56 000 Schiffsbewegungen (berücksichtigt sind Schiffe ab 500 BRZ wie Tankschiffe, Bulk Carrier, Container, Stückgutfrachter und Passagierfähren) zu den verkehrsreichsten Meeresgebieten (BSH, 2003c). Bedingt durch ihre schmale Verbindung zum Atlantik beziehungsweise zur Nordsee kommt es gerade in bestimmten Gebieten, wie beispielweise in der Kadetrinne, zu einer besonders hohen Verkehrsdichte. Die Kadetrinne ist 15 Seemeilen lang und drei Seemeilen breit und hat an den meisten Stellen eine Wassertiefe von 20 bis 30 m. Sie beginnt etwa fünf Seemeilen südlich von Gedser Rev und verläuft nordnordwestwärts, annähernd eine Seemeile am Gedser Rev vorbei. In der Rinne beträgt die Wassertiefe an einigen Stellen lediglich 12 bis 19 m. Etwa 50 000 Schiffe passieren jährlich die Kadetrinne auf dem Weg in die östliche Ostsee und umgekehrt (BSH, 2000). Problematisch ist zum einen die Enge dieses Schifffahrtswegs. Zum anderen beschreibt die Kadetrinne auf halber Länge eine Kurve von ca. 80°, der die Schiffe unbedingt folgen müssen.

195. 8 200 Tankschiffe fahren durchschnittlich pro Jahr durch die Ostsee. Nahezu 90 % des Erdölhandels der EU erfolgen auf dem Seeweg, 800 Mio. Mg Erdöl werden über Gemeinschaftshäfen umgeschlagen (EU-Kommission, 2000a, S. 8). Das wirtschaftliche Wachstum in der Ostseeregion wird insbesondere in der Folge des Beitritts der baltischen Staaten und Polens zur EU zu erhöhten Schiffsbewegungen und damit zu zusätzlichen Sicherheits- und Verschmutzungsrisiken führen (Tabelle 2-26).

Nach Verwirklichung der existierenden Pläne für neue Ölterminals in Russland, Estland, Lettland, Litauen, Polen und im östlichen Teil Deutschlands wird Schätzungen zufolge das jährliche Volumen des in der Ostsee transportierten Öls von 80 Mio. Mg im Jahr 2000 auf 130 Mio. Mg pro Jahr ansteigen (HELCOM, 2003a). Allein die vom russischen Hafen Primorsk aus transportierte Menge Öl soll von gegenwärtig etwa 13 bis 20 Mio. Mg in den nächsten Jahren auf 80 bis 90 Mio. Mg gesteigert werden. In der Folge werden von Primorsk aus rund 1 000 Tankschiffe zusätzlich die Ostsee befahren.

Öleinträge

196. Derzeit stammen immer noch etwa 10 % der in die Ostsee eingetragenen Öl-Kohlenwasserstoffe aus illegalen Öleinleitungen aus Schiffen (siehe ausführlich Abschnitt 2.1.3.3 und Abschnitt 2.2.3.3). Hinzu kommt noch das Risiko der unfallbedingten Ölfreisetzungen. Mit der prognostizierten Zunahme des Schiffsverkehr besteht die Gefahr, dass diese Belastungen in der Zukunft eher zu- als abnehmen.

Tabelle 2-26

Schiffsbewegungen in der Ostsee im Jahr 2000 und 2010 (Prognose)

	Tank-schiffe	Bulk-Carrier	Container	Stückgut	Passagier/RoRo	Fähren	Sonstige	Insgesamt
2000	21 128	10 996	9 628	94 400	3 104	86 832	836	226 924
2010	24 254	12 146	15 683	110 639	3 263	91 273	923	258 181

Quelle: Schleswig-Holsteinischer Landtag, 2001

Atmosphärische Emissionen

197. Das Problem der Emissionen durch die Seeschifffahrt in der Ostsee ist vergleichbar mit der Nordseesituation (Abschnitt 2.1.5.2). So kamen Modellierungen der atmosphärischen Schadstoffeinträge in diesen Meeresraum für das Jahr 1997 zu dem Ergebnis, dass die Schifffahrt inzwischen die zweitgrößte Einzelquelle für den Eintrag von Stickstoffoxiden über die Deposition darstellt (BARTNICKI et al., 2003). Dies ist besonders problematisch, da die Ostsee, wie in Abschnitt 2.1.4 bereits dargestellt, im hohen Maße durch den Nährstoffeintrag belastet wird.

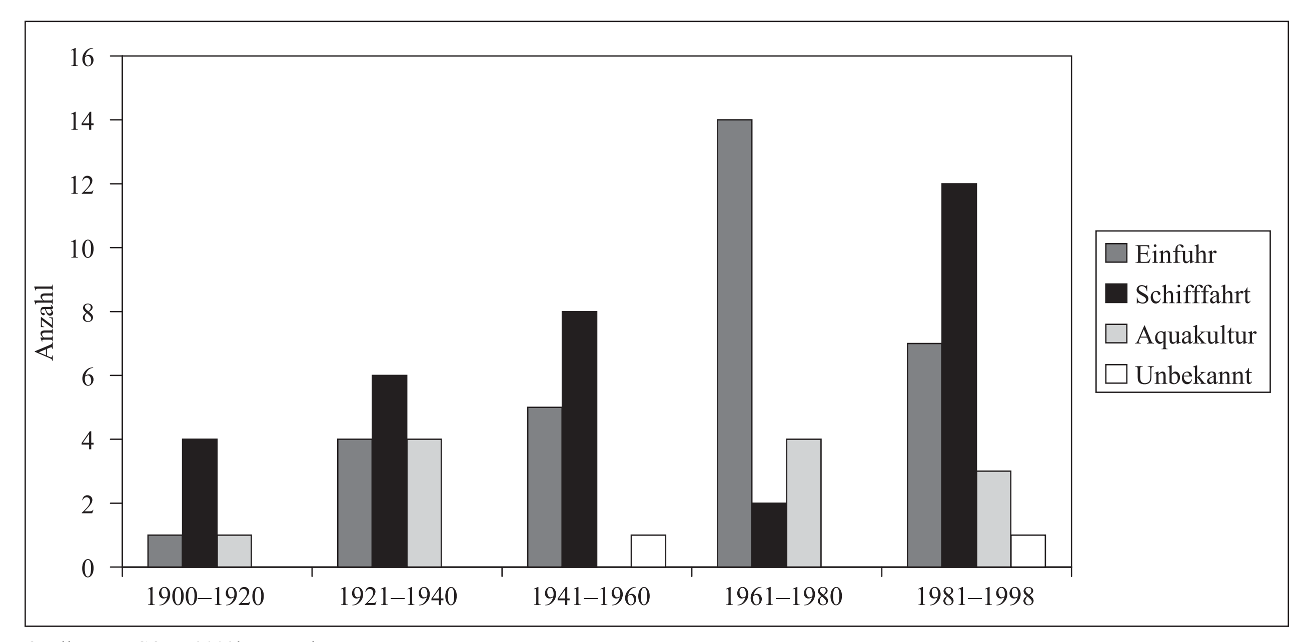
Einschleppung gebietsfremder Arten

198. Das Problem der Einschleppung von gebietsfremden Arten, wie es im Abschnitt 2.1.5.3 bereits beschrieben wurde, besteht in der Ostsee in sehr ähnlicher Weise wie in der Nordsee. Laut HELCOM wurden bis zum Jahr 1998 etwa 95 Tier- oder Pflanzenarten für den Ostseeraum beschrieben, die als gebietsfremd gelten und von denen sich etwa 66 inzwischen dort etabliert haben (HELCOM, 2002b). Wie in Abbildung 2-24 zu erkennen ist, hat auch hier die Einschleppungsrate in den letzten Jahrzehnten stetig zugenommen. Gründe hierfür sind der zunehmende Schiffsverkehr, der Anstieg der Einfuhr von Arten für die Marikultur und die Ansiedlung gebietsfremder Arten.

Wie in der Nordsee ist der Schiffsverkehr und dabei in erster Linie der Transport im Ballastwasser inzwischen der Hauptvektor für den Eintrag gebietsfremder Arten (HELCOM, 2002b, 2003a; GOLLASCH und MECKE, 1996). Zusätzlich sind Inlandwasserwege, die die Ostsee mit dem Kaspischen Meer und dem Schwarzen Meer verbinden, für die zunehmende Ausbreitung von Süß- und Brackwasserarten verantwortlich. Auch für die Ostsee sind bereits Beispiele eingeschleppter Arten beschrieben worden, die heimische Arten geschädigt oder sogar verdrängt haben. Hier besteht wie für die Nordsee das Risiko der Homogenisierung der Artenzusammensetzung in den Lebensräumen und des Verlustes der regionalen Eigenarten der einzelnen Lebensräume. Maßnahmen, um das Risiko der Einschleppung gebietsfremder Arten zu minimieren, wurden bereits in Abschnitt 2.1.5.2 dargestellt.

Abbildung 2-24

Anzahl der im letzten Jahrhundert in den Ostseeraum eingeschleppten gebietsfremden Arten



Quelle: HELCOM, 2002b, verändert

2.2.6 Belastungen durch lokale raumwirksame Eingriffe

2.2.6.1 Rohstoff- und Energiegewinnung, Verklappung von Baggergut, Küstenschutz

199. Die von Meeresanlagen, Aktivitäten zur Rohstoffgewinnung sowie Verklappung von Baggergut ausgehenden Beeinträchtigungen der Meeresumwelt sind für die Ostsee im Wesentlichen die gleichen wie für die Nordsee (Abschnitt 2.1.6.1). Aus diesem Grund soll an dieser Stelle nur die Relevanz der verschiedenen Nutzungen für die Ostsee dargestellt und auf sich im Vergleich zur Nordsee ergebende Besonderheiten eingegangen werden.

200. Zwar gibt es in der Ostsee eine Reihe von kleineren und mittleren Lagerstätten von *Erdöl und Erdgas*, derzeit wird allerdings lediglich eine polnische Öllagerstätte ausgebeutet. Die Fördermenge betrug zwischen 1992 und 1998 etwa 700 000 Mg. Ein Bericht der Helsinki-Kommission hält es für möglich, dass die Aktivitäten zur Öl- und Gasförderung zukünftig durch die Nutzung weiterer Lagerstätten im Bereich der südöstlichen Ostsee eine deutliche Steigerung erfahren (HELCOM, 2002b, S. 16).

201. Der Abbau von *Sand und Kies* aus marinen Lagerstätten der Ostsee wurde im Verlauf der 1990er-Jahre von Dänemark, Deutschland, Russland und Finnland ausgeweitet. Im Jahr 1997 wurden von diesen Ländern zusammen etwa 8,5 Mio. m³ Sand und Kies gefördert. Für die baltischen Staaten sind bis Ende der 1990er-Jahre keine Aktivitäten zu verzeichnen, dies könnte sich zukünftig bei wachsenden Wirtschaftsleistungen der Staaten aber ändern (HELCOM, 2002b, S. 16 f.). Einen detaillierten Überblick über die Sedimententnahmen in der gesamten Ostsee bietet ein HELCOM-Statusreport zu marinen Sedimentextraktionen (HELCOM, 1999). Um die Auswirkungen von Sedimententnahmen auf die Meeresumwelt zu minimieren, verabschiedeten die HELCOM-Mitgliedstaaten im Jahr 1998 Empfehlungen in Bezug auf marine Sedimententnahmen (HELCOM, 1998b), die bei entsprechenden Projekten beachtet werden sollen.

Für Deutschland stellt sich die Situation so dar, dass in Schleswig-Holstein keine Sedimententnahmen stattfinden, in Mecklenburg-Vorpommern dagegen etwa 20 Lagerstätten zumindest zeitweise zur Gewinnung von Material für Küstenschutzmaßnahmen genutzt werden. Aus vier Lagerstätten werden Sand und Kies als Material für die Bauwirtschaft gewonnen (HELCOM, 1999, S. 16 f.).

202. Die Menge des von Deutschland in der Ostsee verklappten *Baggergutes* schwankte von 1994 bis 1998 zwischen 1 und 3 Mio. Mg (HELCOM, 2002b, S. 18). Damit war sie zwar deutlich niedriger als die in der Nordsee verklappte Menge, die negativen Auswirkungen der Verklappung (erneute Freisetzung von Schadstoffen, Beeinträchtigung der benthischen Lebensgemeinschaften, Veränderung der Sedimenteigenschaften) sind aber ähnlich geartet (Tz. 120).

203. Obwohl sich die Ostseeküste von der Nordseeküste hinsichtlich der naturräumlichen Gegebenheiten deutlich unterscheidet, ergeben sich ähnliche Konflikte zwischen den Anforderungen des *Küstenschutzes* und des Naturschutzes. Küstenschutzmaßnahmen sind sowohl entlang der Außenküste als auch im Bereich der Bodden- und Haffgewässer notwendig. Sie dienen einerseits zur Vermeidung vor Überschwemmungen und Durchbrüchen, andererseits zur Verhinderung oder Verringerung von Landverlusten. Hierzu werden insbesondere Deiche, Sturmflutschutzdünen, Strandaufspülungen, Buhnen und Wellenbrecher genutzt (Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 2001).

Im Bereich der Nationalparke „Vorpommersche Boddenlandschaft“ sowie „Jasmund“ gilt der Grundsatz, dass Eingriffe in die natürliche Küstendynamik nur stattfinden, wenn Menschenleben gefährdet sind. Auch anderenorts ist es ein Ziel des Naturschutzes, die Eingriffe in natürliche Prozesse zu minimieren. Daneben verdienen aus naturschutzfachlicher Sicht der Schutz und gegebenenfalls die Ausdeichung von Salzwiesen besondere Beachtung. Salzwiesen stellen zum einen wertvollen Lebensraum dar, dienen aber zum anderen durch ihre Funktion als natürliche Überflutungsräume gleichzeitig dem Hochwasserschutz.

204. Verglichen mit der Nordsee sind die Planungen zur Nutzung von *Windenergie* in der Ostsee kleiner dimensioniert. Insbesondere in Deutschland, Dänemark und Schweden wird eine Reihe von größeren Projekten geplant. In Deutschland liegen für den Bereich der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) derzeit sechs Anträge auf Errichtung eines Windparks vor, hinzukommen zwei weitere geplante Windparks im Bereich der 12-Seemeilen-Zone. Um die durch die Windenergieanlagen zu erwartenden Beeinträchtigungen der Meeresumwelt zu minimieren, sollten die Windparks auf diesbezüglich konfliktarmen Standorten platziert werden. Um dies zu gewährleisten, ist nach Auffassung des Umweltrates eine Stärkung der planungsrechtlichen Elemente im Bereich der AWZ erforderlich (SRU, 2003a sowie Tz. 450).

2.2.6.2 Tourismus

205. Von allen Küsten der Ostseeanrainerstaaten wird die deutsche Ostseeküste touristisch am stärksten genutzt. Damit verbunden sind unter anderem Flächeninanspruchnahme durch Hotelgewerbe, diverse Strandnutzungen, Infrastrukturen für Wassersport sowie Wege- und Parkplatzbau. Vielfältige Nutzungskonflikte zwischen Erholungsaktivitäten und Naturschutzansprüchen insbesondere in den geschützten küstennahen Gebieten sind die Folge (Tz. 123 ff.). So sind die an einigen Küstenbereichen der Ostsee häufig vorkommenden Kiefernwälder besonders empfindlich gegenüber Tritt- und Fahrschäden; ihre Beschädigung kann zur Erosion von Küstenabschnitten führen (BfN, 1997). Seltene Pflanzen wie die Stranddistel (*Eryngium maritimum*) sind durch Trittschäden bereits stark gefährdet.

206. Der Tourismus wirkt sich durch die Beschränkung des natürlichen Lebensraums auf die an der deutschen Ostseeküste heimischen, rastenden oder dort brütenden Arten negativ aus. Verschiedene Zugvogelarten werden durch die dauernde Störwirkung, die vom Tourismus ausgeht, beeinträchtigt, da ungestörte Fress- und Ruhephasen stark relevant für die durchschnittlichen Überlebensraten während des Vogelzugs sind (EXO et al., 2003). Noch stärker beeinträchtigt werden Brutvögel durch den Tourismus (Tabelle 2-27). Für viele Arten ist der Tourismus eine zentrale oder gar die einzige Ursache ihrer Gefährdung. Zusätzlich können lokal Freizeitaktivitäten auf dem Wasser auch marine Lebewesen beeinträchtigen, zum Beispiel durch die vom Freizeitbootsverkehr verursachte Verlärmung.

207. An der deutschen Ostseeküste muss differenziert werden zwischen Gebieten, die seit langer Zeit touristisch stark genutzt sind, und solchen, die erst aufgrund der staatlichen Einheit wieder stärker touristisch erschlossen werden. So besteht etwa in den schleswig-holsteinischen Küstengebieten der Lübecker Bucht kaum Handlungsbedarf, da die meisten Küstengebiete bereits erschlossen und weitgehend an eine touristische Nutzung angepasst sind. Anders dagegen stellt sich die Situation in weiten Teilen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns dar, in denen die touristische Nutzung innerhalb der letzten Jahre stark zugenommen hat. So verdoppelte sich in Mecklenburg-Vorpommern die Anzahl der Übernachtungen (in Beherbergungsgaststätten mit neun Betten und mehr) von 9,9 Mio. im Jahr 1995 auf 21 Mio. im Jahr 2002 (Statistisches Bundesamt, 1996, 2003). Damit hat sich Mecklenburg-Vorpommern nach Bayern zu dem Bundesland mit den meisten Besuchern entwickelt (F.U.R, 2003). Die größten Zuwächse sind in den Regionen Rügen/Hiddensee, Usedom und Darß zu verzeichnen. Für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern hat sich der Tourismus zu einer der wenigen ökonomisch erfolgreichen Branchen entwickelt. Entsprechend hoch ist der Druck des Tourismus auf die küstennahen Naturschutzgebiete.

208. An der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns befinden sich zahlreiche ökologisch wertvolle Gebiete, unter anderem das Biosphärenreservat Südost-Rügen, die Nationalparke Vorpommersche Boddenlandschaft und Jasmund sowie der Naturpark Usedom, der Greifswalder Bodden und die Region der Wismarer Bucht. Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft führt mit 2,5 Millionen Besuchern im Jahr 2002 die Kategorie der meistbesuchten deutschen Natur- und Kulturlandschaften an (DTV, 2003). Das enorme Wachstum touristischer Nutzung gerade in bislang eher naturbelassenen und unter Schutz gestellten Gebieten birgt ein großes Konfliktpotenzial. Dies zeigt sich in vielen Einzelfällen, in denen es darum geht, die touristische Nutzung weiter auszubauen, wie zum Beispiel bei geplanten Ferienanlagen und Golfplätzen, die in unmittelbarer Nähe des Nationalpark Jasmund angelegt werden sollen. Auch der Ausbau der Marinas für den Segelsport kollidiert mit Naturschutzzielen. Diese Fälle sollten hinsichtlich ihrer Auswirkungen nicht isoliert, sondern in ihrem Zusammenhang betrachtet werden. Sie erfordern planerische Gesamtlösungen.

Tabelle 2-27

Bedeutung des Tourismus für die Gefährdung von Gefäßpflanzen, Käfer und Brutvögel des deutschen Küstenbereichs der Ostsee

Tier- bzw. Pflanzenart	Gefährdete Arten insgesamt	Arten gefährdet durch Tourismus	Anteil der durch Tourismus gefährdeten Arten	Anteil der durch Tourismus als einzige Ursache gefährdeten Arten
	Anzahl	**Anzahl**	**%**	**%**
Gefäßpflanzen	101	11	*11*	*7*
Käfer	191	43	*23*	*6*
Brutvögel	56	28	*50*	*21*

Quelle: SCHMIED et al., 2002, verändert

2.2.6.3 Umweltrisiken durch Marikultur

209. Marikultur wird in der Ostsee vor allen Dingen in Dänemark, Finnland und Schweden betrieben. Am häufigsten werden Regenbogenforelle und Lachs gezüchtet, gefolgt von Miesmuscheln und Austern. Im Jahr 1997 wurden ca. 22 250 Mg Fische in der Marikultur erwirtschaftet, wobei Finnland der bedeutendste Produzent war (ICES, 2000; Tabelle 2-28). Das Wachstumspotenzial dieses Wirtschaftssektors wird als hoch eingeschätzt, wobei es dabei in Zukunft zu Konflikten mit anderen Küstennutzern kommen könnte (HELCOM, 2002b; ROSENTHAL et al., 1996).

Tabelle 2-28

Fisch- und Muschelproduktion in der Ostsee im Jahr 1997 (nach produzierenden Ländern)

Land	Produktion [Mg]
Dänemark	7 000
Estland	150
Finnland	13 000
Deutschland	>100
Polen	–*
Schweden	2 000

* keine Angaben

Quelle: ICES, 2000, verändert

210. Bezüglich der Umweltauswirkungen der kommerziellen Fisch- und Muschelzucht auf die Meeresumwelt der Ostsee kann in vielen Aspekten auf die entsprechenden Ausführungen für die Nordsee verwiesen werden (Abschnitt 2.1.6.3). Der Eintrag von Nährstoffen in die Ostsee durch Fischzuchtbetriebe ist mit Anteilen von 0,5 % für Stickstoff und weniger als 2 % für Phosphor am Gesamteintrag minimal. Trotzdem kann es lokal zu verstärkten Eutrophierungseffekten kommen (HELCOM, 2002b).

Der Eintrag von Pharmazeutika durch die Fischzucht in die Ostsee wird von HELCOM wie auch vom ICES nicht als signifikantes Umweltproblem gewertet (ICES, 2000; HELCOM, 2002b). Durch die geringe Salinität in diesem Brackwassermeer gibt es hier kein Problem mit Parasiten, das den Einsatz von antiparasitären Chemikalien erforderlich machen würde. Außerdem wurde ähnlich wie in den Fischzuchtbetrieben der Nordsee der Einsatz von Antibiotika deutlich reduziert.

Im Unterschied zur Nordsee wird in der Ostsee noch intensiver versucht, über die Aufzucht und das Aussetzen von Jungfischen schwindende Fischbestände zu stützen. So wurden im Jahr 1998 insgesamt 6,4 Millionen junge Zuchtlachse in der Ostsee – hauptsächlich im Bottnischen Meerbusen – ausgesetzt. Im Vergleichszeitraum reproduzierte sich der natürliche Bestand lediglich um 0,5 Millionen Tiere.

2.2.7 Kumulative Gesamtbelastung und Rückgang mariner Lebensräume

211. Wie in Abschnitt 2.2.1 bereits erwähnt wurde, ist besonders aufgrund des geringen Alters der Ostsee dieses Brackwassermeer deutlich artenärmer als die Nordsee und erst recht als der offene Ozean. Die bestehende Artenzusammensetzung dieses kleinen Randmeeres ist in den letzten Jahrzehnten unter den zunehmenden Einfluss menschlicher Aktivität geraten. Dabei haben die sekundären Effekte der Eutrophierung die Lebensgemeinschaften am deutlichsten beeinflusst. Zum einen führt die zunehmende Primärproduktion bedingt durch die Nährstoffzunahme zu einem gesteigerten Nahrungsangebot, was zum Beispiel in den flacheren Regionen eine Zunahme der Biomasse der Bodentiergemeinschaft bei gleichzeitiger Veränderung der Artenzusammensetzung zur Folge hat (ARNDT, 1996; siehe auch Abschnitt 2.2.4.1). Gleichzeitig wird in den tieferen Wasserschichten aufgrund von Sauerstoffmangel die Bodenfauna geschädigt und verdrängt, bis zum vollständigen Verschwinden größerer benthischer Organismen in sauerstofffreien Zonen. Andere Faktoren, die sich negativ auf die Biodiversität auswirken, sind, wie in den vorausgehenden Abschnitten bereits ausführlich erörtert, die Fischerei, Schadstoffeinträge und – speziell an den Küsten – der Tourismus.

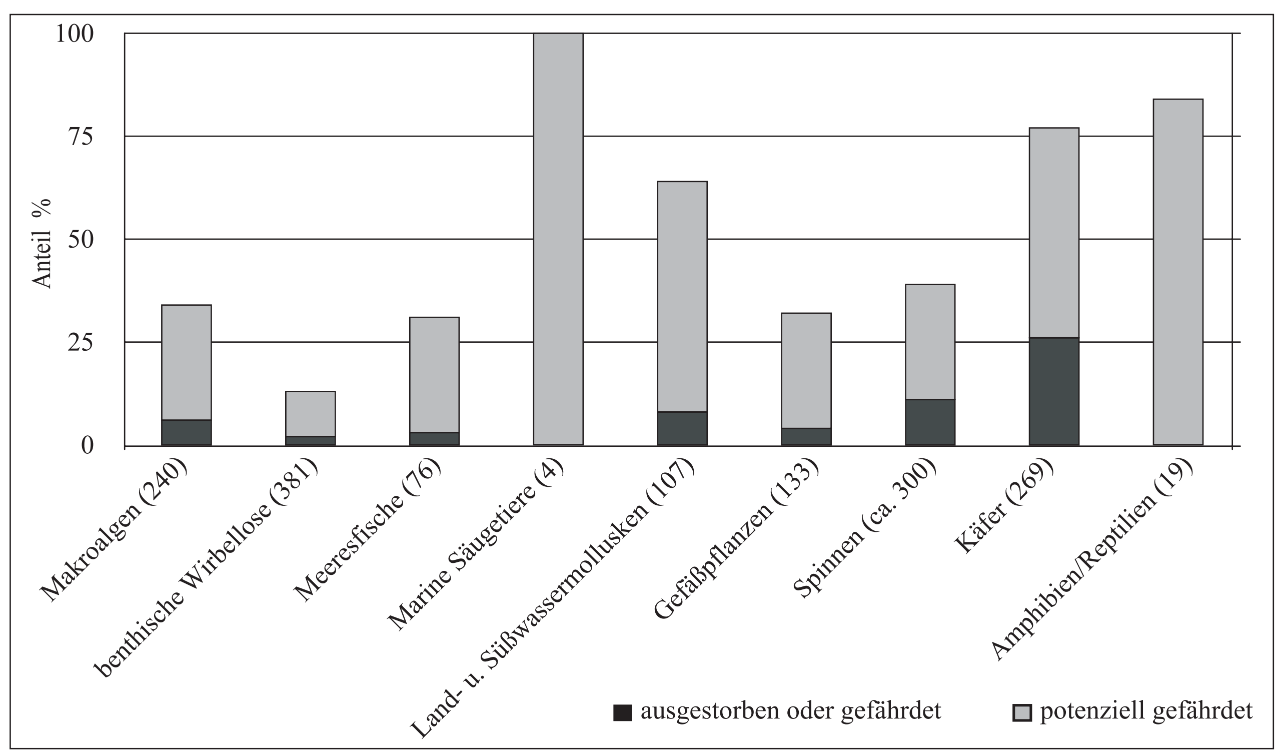
2.2.7.1 Rückgang der Artenvielfalt

212. Die Roten Listen für die Ostseeregion lassen deutlich den offensichtlichen Rückgang von Arten und Beständen erkennen (Abbildung 2-25, S. 110). So zeigt es sich, dass mehr als 60 % der Gefäßpflanzen gefährdet oder potenziell gefährdet sind. Die Meeressäugetiere sind die einzige Artengruppe, deren Vertreter ausnahmslos als aktuell bedroht eingestuft werden. Generell ist ein leicht ansteigender Trend der Robbenbestände (Seehund, Kegelrobbe und Ringelrobbe) zu verzeichnen. Allerdings sind der Gesundheitszustand und die Reproduktionsraten der Tiere in einigen Gebieten schlecht. So konnte bei jungen Kegelrobben ein vermehrtes Auftreten von chronischen Darmgeschwüren festgestellt werden, was vermutlich auf eine Schwächung des Immunsystems durch eine hohe Schadstoffbelastung der Tiere zurückzuführen ist (HELCOM, 2002b, S. 142). Anfang des 20. Jahrhunderts gab es in der Ostsee nach Schätzungen noch ca. 200 000 Ringelrobben (*Phoca hispida botnica*), die aufgrund von Bejagung bis auf heute 6 000 Tiere dezimiert wurden. Zurzeit verenden ca. 150 Tiere jährlich in Fischereinetzen, was für diese sehr kleine Population eine zu hohe Sterblichkeit darstellt (HARWOOD, 2002).

213. Der Schweinswal ist die einzige Walart, die in der Ostsee heimisch ist. Während es im Skagerrak und Kattegatt nach Zählungen, die 1994 und 1995 durchgeführt wurden, noch ca. 36 000 Individuen gibt, wird der Bestand in der östlichen Ostsee auf nur noch einige hundert Tiere geschätzt (SIEBERT et al., 1996). Die größte aktuelle Bedrohung für diese Kleinstwalart stellen die Fischereinetze dar. Des Weiteren werden sie durch die Überfischung der Hauptnahrungsfische, Störungen durch

Abbildung 2-25

Zusammenfassung der Roten Listen für die Meeres- und Küstenbereiche* der deutschen Ostsee (in Klammern Anzahl der einbezogenen Arten)



* Es wurden nur Arten ausgewählt, die eine enge Bindung an die meeres- und küstentypischen, naturnahen Biotoptypen aufweisen und in diesen regelmäßig und typischerweise anzutreffen sind.
ausgestorben oder aktuell gefährdet: entspricht nach den Kriterien des BfN der Kategorie 0 (ausgestorben oder verschollen), 1 (vom Aussterben bedroht), 2 (stark gefährdet) und 3 (gefährdet)
potenziell gefährdet: entspricht laut BfN dem Kriterium P (potenziell gefährdet = Arten, die im Gebiet nur wenige und kleine Vorkommen besitzen, und Arten, die in kleinen Populationen am Rande ihres Areals leben) (siehe für Details BfN, 1995)

Quelle: MERCK und von NORDHEIM, 1996; verändert

Boots- und Schiffsverkehr und die Schadstoffbelastungen (Abschnitt 2.2.6.2) stark beeinträchtigt. Bei durchgeführten Flugzählungen wurden so gut wie keine Jungtiere gesichtet. Dadurch wird die Annahme unterstützt, dass es für diese Art keine ausreichenden Rückzugsgebiete für die Geburt und die erfolgreiche Aufzucht von Kälbern gibt.

214. Bei den Amphibien und Reptilien, die im Ostseegebiet nur an den Küsten vorkommen, sind mehr als 80 % der Arten potenziell gefährdet. So ist die Europäische Sumpfschildkröte im deutschen Ostseegebiet bereits ausgestorben. Die Ursachen hierfür liegen insbesondere im Verlust und in der Beeinträchtigung der Lebensräume aufgrund der starken Nutzung der Küstengebiete unter anderem durch Tourismus und Küstenschutz (MERCK und von NORDHEIM, 1996). Für die Bedrohung der aquatischen Gruppen, wie die benthischen Wirbellosen und die Makroalgen, ist die Eutrophierung mit großem Abstand der bedeutendste Faktor (Abschnitt 2.2.4). Schon seit den 1960er-Jahren werden Veränderungen in den Pflanzengemeinschaften der Ostsee beobachtet. So haben beispielsweise der Blasentang (*Fucus vesiculosus*), welcher bis in den Bottenwiek vorkommt, oder auch die Seegras- (*Zostera marina, Z. noltii*) und Laichkräuterbestände (*Potamogeton spec.*) abgenommen. Gleichzeitig wird eine Zunahme der epiphytischen (auf anderen Algen wachsende Formen) Feinalgen und Grünalgen beobachtet. Während der Blasentang in der Kieler Bucht früher bis in etwa 10 m Wassertiefe verbreitet war, kommt er heute nur noch bis zu maximal 2 m Wassertiefe vor. Auch in diesem Fall ist die Hauptursache in der Nährstoffzufuhr zu sehen, welche zum einen das Wachstum von Epiphyten begünstigt und zum anderen über die gesteigerte Primärproduktion von planktischen Algen zu einer zunehmenden Trübung des Wassers und zur Sedimentation führt und so das Lichtklima schon ab geringen Tiefen für die Makrophyten verschlechtert. Sehr augenfällig ist die Abnahme der Seegras-, Laichkräuterwiesen und Rotalgengemeinschaften im Greifswalder Bodden, wo ca. 50 % der Randzonen bis 8 m Tiefe in den 1930er-Jahren von diesen Algen bedeckt wurden und inzwischen die Bedeckung auf 3 % abgenommen hat. Für die Veränderungen in der Artenzusammensetzung der benthischen Wirbellose sind ebenfalls primär Eutrophierungseffekte

verantwortlich (Abschnitt 2.2.4). Die damit einhergehende Verschlechterung der Sauerstoffsituation wird dafür verantwortlich gemacht, dass es zunehmend zu einer Verschiebung einer langlebigen Muschelgesellschaft hin zu einer kurzlebigen Polychaeten(Vielborster-)gesellschaft kommt. Bei weiterer Sauerstoffzehrung durch den organischen Eintrag stirbt die Infauna des Meeresbodens vollständig ab.

215. Von den Meeresfischen wird ca. ein Drittel als gefährdet oder potenziell gefährdet eingestuft (Abbildung 2-25). Hauptursache hierfür ist zum einen die Eutrophierung und zum anderen bei den anadromen und katadromen Fischarten wie den kommerziell nicht genutzten Rundmäulern (Meer- und Flussneunauge) die Verbauung der Wasserwege.

216. Im Ostseeraum haben 31 Meeres- und Küstenvogelarten wie zum Beispiel Trottellumme (*Uria aalge*), Tordalk (*Alca torda*), Eiderente (*Somateria mollissima*), Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) und Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*) ihr Brutgebiet. Aus Erhebungen an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste geht hervor, dass etwa 90 % der Brutvögel in Naturschutzgebieten, welche wiederum nur 5 % der Küstenlinie ausmachen, brüten (HELBIG und KUBE, 1996). Dies belegt die deutliche Einengung der Brutgebiete für viele Vogelarten. Bestände, die räumlich besonders stark konzentriert sind, weisen eine hohe Anfälligkeit gegenüber beispielsweise Prädation, Krankheiten oder anthropogenen Störungen auf. Seit den 1980er-Jahren ist bei den meisten Brutvögeln ein Rückgang zu verzeichnen, wovon am stärksten die Arten betroffen sind, die in Salzwiesen brüten. Durch Küstenschutzmaßnahmen wird ein periodisches Überschwemmen dieser Gebiete heute zunehmend verhindert und viele Flächen wurden der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt. In umgekehrter Weise führt das Beendigen der extensiven Beweidung von Salzwiesen zum Aufwuchs von hoher Vegetation und somit werden diese Flächen von den Wiesenbrütern ebenfalls gemieden. Zu der Zunahme des Habitatsverlustes durch landwirtschaftliche, touristische und wasserbauliche Maßnahmen kommt noch der Anstieg des Prädationsdrucks durch verwilderte Hauskatzen, entflohene Nerze und im Besonderen durch den Fuchs hinzu. Letzterer konnte sich aufgrund der Eindämmung der Tollwut und in der Folge einer Verringerung der Bejagung in vielen Gebieten wieder deutlich vermehren.

Die Bestände einzelner bedrohter Arten konnten durch gezielte Schutzmaßnahmen stabilisiert werden. Beispiele hierfür sind der Kormoran, der am Anfang des 20. Jahrhunderts nahezu ausgerottet war, und der Seeadler.

2.2.7.2 Zerstörung und Rückgang der Lebensräume

217. Von den 133 beschriebenen marinen und Küsten-Biotoptypen werden alle, abgesehen von den Geröll- und Felsenküsten, als in ihrem Bestand durch Flächenverlust oder qualitative Veränderungen gefährdet eingestuft (MERCK und von NORDHEIM, 1996). Die Hauptursachen hierfür sind zum einen die Schad- und Nährstoffbelastungen durch Industrie, Kommunen und Landwirtschaft, zum anderen mechanische Eingriffe in die Biotope in Folge von Fischerei, Tourismus und sonstigen Aktivitäten, Küstenschutz und Gewässerausbau sowie ein übermäßiger Besatz und die Entnahme von Pflanzen und Tieren.

218. Die Küstenvegetation der Ostsee ist aufgrund der besonderen Brackwasserverhältnisse und der geomorphologischen Situation einmalig und besitzt so einen hohen Schutzwert. Zu nennen sind in diesem Fall die breiten Vegetationsgürtel der Brackwasserröhrichte, der typische Bewuchs von Dünenlandschaften und die Salzwiesen. Während die beiden erstgenannten gegenüber jeglicher Form der Landschaftsnutzung sehr empfindlich sind, können Salzwiesen nur durch eine wohlabgestimmte, extensive Weidehaltung gegen das Vordringen von Röhrichtarten erhalten bleiben. Bedroht werden diese Vegetationsformen mit ihrer charakteristischen Flora und Fauna durch landwirtschaftliche Nutzung, Küstenschutzbaumaßnahmen und den Tourismus- und Freizeitbetrieb (HÄRDTLE und VESTERGAARD, 1996). Beispielsweise wurden an der Küste von Fehmarn aufgrund von Deich- und Hafenbaumaßnahmen ca. 60 % der ursprünglichen Salzwiesenflächen vernichtet. Die Flächenversiegelung und Zerschneidungseffekte bedingt durch die Schaffung einer verbesserten Infrastruktur für den Tourismus (Straßen-, Wege- und Parkplatzbau) wirkt sich besonders schädlich auf die sensiblen Strandwall- und Dünenbereiche aus. Hier werden seltene Pflanzen wie der Strandkohl (*Crambe maritima*), die Stranddistel und die Strandplatterbse (*Lathyrus maritimus*) auch unmittelbar durch Trittschäden zerstört. In bestimmten Gebieten kommen diese Arten bereits nicht mehr vor (Abschnitt 2.2.6.2).

219. Eine weitere Bedrohung liegt in der Einschleppung oder bewussten Anpflanzung von Neophyten, die die einheimischen Arten verdrängen. So wurde der aus Ostasien stammende Zierstrauch „die Kartoffelrose" (*Rosa rugosa*) zur Dünenbefestigung angepflanzt, welcher sich aufgrund seiner hohen Toleranz gegenüber Wind- und Salzeinfluss nun immer weiter ausbreiten kann und die heimische Dünenvegetation dabei verdrängt (HÄRDTLE und VESTERGAARD, 1996).

2.3 Zusammenfassende Betrachtung für Nord- und Ostsee

220. Für die Zukunft ist damit zu rechnen, dass der von menschlichen Aktivitäten ausgehende Nutzungsdruck auf die beiden Meere Nordsee und Ostsee weiterhin steigen wird. In den meisten Wirtschaftssektoren, die direkt wie auch indirekt auf die Ressourcen dieser Meere zugreifen, war in der Vergangenheit ein Zuwachs zu verzeichnen, der auch zukünftig weiter anhalten wird (z. B. Tourismus, Marikultur, Schiffsverkehr). Während der größte direkte Eingriff durch die Ausbeutung der Meeresressourcen erfolgt (vor allem Fischerei, Rohstoffgewinnung), besteht

der dominante indirekte Zugriff in der Nutzung der Meere als Senken für in die Umwelt freigesetzte Schad- und Nährstoffe.

Für eine langfristige Nutzung der Meere ist es unerlässlich, die Funktionsfähigkeit des Ökosystems auf einem möglichst hohen Niveau zu erhalten. Unbestritten ist deshalb schon seit längerem, dass dies nur durch eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen möglich ist. Voraussetzung dafür ist es, zunächst den derzeitigen Belastungszustand von Nord- und Ostsee festzustellen und gemeinsame Qualitätsziele zu definieren. Hierbei stellt sich bereits das erste Problem in der Schwierigkeit, eine so genannte Basislinie als den „ursprünglichen“ Zustand der beiden Meere festzulegen, da zum einen diese Systeme einem stetigen Wandel unterliegen und zum anderen der anthropogene Einfluss schon seit der ersten Besiedlung und Nutzung der Küsten und Meere durch den Menschen besteht. Deshalb ist es sinnvoll, den Schutzmaßstab nicht durch einen ursprünglichen Naturzustand, sondern durch normativ definierte Qualitätsziele zu bilden. Derartige Qualitätsziele wurden beispielsweise durch die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) mit der Reduzierung der Nährstoffeinträge um 50 % wie auch durch die OSPAR-Kommission und die Helsinki-Kommission mit dem Generationsziel, bis zum Jahr 2020 die Einleitungen, Emissionen und Verluste gefährlicher Stoffe auf „nahe Null“ zu reduzieren, initiiert beziehungsweise festgelegt. Ein unerlässliches Monitoring zur Überwachung der Schadstoffbelastung durch zum Beispiel Schwermetalle muss sich weiterhin an Hintergrundwerten orientieren. Somit ist ein vollständiger Verzicht auf die Festlegung einer Basislinie nicht möglich, da diese notwendig ist, um den Ist-Zustand auf dem Wege des Erreichens von Qualitätszielen zu bewerten. Trotz bestehender Schwierigkeiten ist es notwendig, dass sich auf der europäischen Ebene alle beteiligten politischen Institutionen auf möglichst einheitliche und klar definierte Qualitätsziele für das gesamte Nord- und Ostseegebiet einigen. Dass hier noch Defizite bestehen, zeigt sich zum Beispiel in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Tz. 297).

221. Für eine umfassende Beurteilung der Meere hinsichtlich ihres Zustandes und ihrer Entwicklung unter dem Einfluss des Menschen bedarf es gesicherter wissenschaftlicher Grundlagen. Diese sind zum Teil vorhanden, in manchen Bereichen bestehen aber immer noch eklatante Wissenslücken, die unbedingt geschlossen werden müssen (Tz. 231 ff.).

2.3.1 Belastungslage von Nord- und Ostsee

222. Die Hauptbelastungen von Nord- und Ostsee liegen in den durch die Fischerei verursachten Veränderungen, im Nährstoffeintrag und in der Schadstoffzufuhr. Dabei werden die verschiedenen Eingriffe in ihrer Gewichtung für die beiden Meere unterschiedlich bewertet. Selbstverständlich ist es schwierig, eine Rangordnung für die Schwere der verschiedenen anthropogenen Einflüsse zu bilden, da sie meist unterschiedliche Bereiche des Systems beeinflussen und ihre Auswirkungen auf das System nicht vollständig bekannt sind. Trotzdem wird der Eingriff durch die Fischerei derzeit als das größte Problem für die Nordsee eingeschätzt, während die Ostsee aufgrund der langsameren Wassererneuerung am stärksten durch den Nährstoffeintrag beeinträchtigt wird (HELCOM, 2002b, 2003a; ICES, 2003a; OSPAR, 2001, 2002; INK, 2002a; Fachgespräche mit dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie am 4. Oktober 2002 und mit dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung (ZMK)/Institut für Meereskunde am 13. November 2002).

Während die drei genannten Eingriffe in das Ökosystem großflächig das gesamte Meeresgebiet betreffen, gibt es Meeresnutzungen, wie beispielsweise die Ölförderung und die Marikultur, die in erster Linie zu raumwirksamen lokalen Belastungen führen.

223. Die Veränderungen, die durch die Fischerei verursacht werden, sind besonders augenfällig. In der Fischerei werden noch immer die meisten Zielfischbestände nicht nachhaltig bewirtschaftet. Folge davon ist der Zusammenbruch oder der massive Rückgang wichtiger Nutzfischbestände, was die Fischerei schädigt und massive Verschiebungen in den Lebensgemeinschaften der Meere bewirkt. So wird der Nordseekabeljau in den letzten Jahren außerhalb sicherer biologischer Grenzen bewirtschaftet, sodass eine Erholung des Bestandes in der Nordsee in kurzer Zeit nicht wahrscheinlich ist. Allerdings besteht keine direkte Gefahr für die Arterhaltung in der Nordsee. Eine echte Bedrohung besteht allerdings für das Vorkommen einiger Haifischarten, die meist als Beifang in die Netze geraten und in bestimmten Bereichen der Nordsee vollständig verschwunden sind, und für den Europäischen Aal, der für einige Gebiete bereits auf der Roten Liste geführt wird.

Neben der Überfischung der Nutzfischarten beeinträchtigt die intensive Fischerei die Meeresumwelt durch den Beifang von großen Mengen kommerziell nicht verwertbarer Organismen, die als „Discard“ wieder über Bord geworfen werden. Zusätzlich wird die benthische Lebensgemeinschaft durch den Einsatz von Bodennetzen geschädigt. Diese Auswirkungen der Fischerei zeigen sich im starken Rückgang sensibler benthischer Arten bei gleichzeitiger Zunahme der Opportunisten, besonders in Gebieten, die oft von der Fischerei aufgesucht werden. Außerdem werden die Schweinswalbestände in Nord- und Ostsee durch die Stellnetzfischerei gefährdet.

224. Stark beeinträchtigt werden Nord- und Ostsee durch die Eutrophierung. Die anthropogenen Einträge der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor führen zu exzessivem Algenwachstum und den damit verbundenen Effekten wie Trübung des Wasserkörpers, Sauerstoffarmut am Meeresboden, Absterben von Bodenlebewesen und Veränderungen der Artenzusammensetzung. In der Nordsee sind diese Effekte vor allem in den flacheren küstennahen Bereichen zu beobachten, insbesondere im Wattenmeer. Das Ostseegebiet ist in seiner Gesamtheit von den Eutrophierungsfolgen betroffen.

Im Laufe der 1990er-Jahre konnten die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer sowohl des Einzugsbereiches der Nordsee als auch der Ostsee zum Teil erheblich reduziert werden. Deutliche Verringerungen wurden dabei im Bereich der Punktquellen (kommunale und industrielle Einleitungen) erreicht. Geringer waren die Reduktionen der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, insbesondere der landwirtschaftlichen Düngung. Nunmehr stammt über die Hälfte der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen.

Trotz der erreichten Reduktionen im Bereich der Nährstoffquellen sind die tatsächlich in die Meere eingetragenen Nährstoffmengen im Verlauf der 1990er-Jahre kaum zurückgegangen. Ursächlich dafür dürften neben den aktuellen Überschüssen aus der landwirtschaftlichen Düngung vor allem die in der Vergangenheit angehäuften Stickstoff- und Phosphorvorräte im Grundwasser und Oberboden sein. Es ist damit zu rechnen, dass die Nährstoffeinträge in die Meere erst mit großer Zeitverzögerung auf Reduktionen im Bereich der Nährstoffquellen reagieren. Nicht vernachlässigt werden darf die atmosphärische Deposition von Stickstoff, die in der Ostsee etwa ein Drittel, in der Nordsee etwa ein Fünftel der Stickstoffeinträge ausmacht. Wesentliche Quelle hierfür ist wiederum die Landwirtschaft, aber auch der Verkehr.

225. Wie bei den Nährstoffeinträgen, gewinnen auch bei den Schadstoffeinträgen die diffusen Quellen zunehmend an Bedeutung. Die als besonders bedenklich für die Meeresumwelt identifizierten Schadstoffe gehören zu den Schwermetallen und den organischen Verbindungen.

Schwermetalle sind nicht abbaubar und können so dem biogeochemischen Zyklus nicht entzogen werden. Trotz zum Teil erheblich reduzierter Schwermetalleinträge in die Nordsee und in die Ostsee liegen die Konzentrationen insbesondere von Cadmium, Quecksilber und Blei im Wasser und in den Sedimenten in einigen Küstenbereichen und Ästuaren noch immer über den Werten, ab denen mit negativen Effekten in Biota gerechnet werden kann.

Auch die Belastung der Nord- und Ostsee mit organischen Verbindungen zeigt, wie lang andauernd die Belastung der Meeresumwelt mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Stoffen sein kann. Dies zeigt sich besonders anschaulich bei den so genannten Altschadstoffen, deren Produktion, Anwendung oder Emission teilweise bereits seit Jahrzehnten eingeschränkt beziehungsweise verboten ist, die aber immer noch in bedenklichen Konzentrationen in der Meeresumwelt messbar sind und weiterhin akkumulieren. Die in Jahrzehnten eingetragenen Schadstofffrachten einerseits, aber auch aktuelle Einträge führen zu erhöhten Konzentrationen der toxischen Verbindungen, insbesondere in Sedimenten und in Meeresorganismen. Besonders belastet sind die Flusseintragsgebiete und die Küstenzonen in der Nähe von Industrieansiedlungen, in denen in Sedimenten und in Biota für viele Schadstoffe sowohl eine Überschreitung der Hintergrundwerte gemessen wurde als auch eine Überschreitung der Konzentrationswerte, ab denen eine Gefährdung für die Umwelt und für Biota nicht mehr ausgeschlossen werden kann. So sind beispielsweise fischfressende Seevögel und marine Säuger der Ostsee immer noch in hohem Maße mit PCB, Dioxinen und DDT belastet.

Die Erkenntnisse über mögliche Umweltwirkungen „neuer“ organischer Schadstoffe, die in jüngerer Zeit Beachtung finden, sind bisher noch sehr rudimentär, sodass eine Bewertung der Belastungslage sehr schwierig ist. Dazu gehören zum Beispiel bromierte Flammschutzmittel, kurzkettige Chlorparaffine, Nonylphenole und Moschusverbindungen. Bedenkenswert ist, dass einige dieser Substanzen oder Stoffgruppen sehr persistent sind, überall in der Meeresumwelt zu finden sind und akkumulieren. Aus den Erfahrungen, die man in der Vergangenheit mit vielen persistenten organischen Schadstoffen (POP) gemacht hat, deren Toxizität erst sehr spät bekannt wurde, und unter Beachtung des Prinzips der Vorsorge lässt sich auch hier bereits ein Handlungsbedarf ableiten.

226. Nord- und Ostsee werden weiterhin durch den Eintrag von Öl-Kohlenwasserstoffen belastet. Während der Hauptanteil dieser Schadstoffgruppe diffus über Flüsse und die Atmosphäre eingetragen wird, ist die Schifffahrt als Wirtschaftsbranche die dominante Einzelquelle. Noch immer werden Ölbestandteile, die auf das Waschen von Öltanks und die Beseitigung ölhaltiger Rückstände aus der Brennstoffaufbereitung zurückzuführen sind, illegal in die Meere eingeleitet. Das Verbrennen von minderwertigen Kraftstoffen (schweres Heizöl) in Verbindung mit fehlender hinreichender Abgasbehandlung führt zusätzlich noch zur Belastung mit stickstoffoxid- und schwefeloxidreichen Emissionen. Davon betroffen sind insbesondere die Küstenmeere und -regionen mit einem besonders hohen Schifffahrtsaufkommen.

Angesichts eines stetig anwachsenden Schiffsverkehrs steigt auch das Risiko der unfallbedingten Freisetzung von Gefahrstoffen, speziell von Öl. Bestehende technische Sicherheitsmängel bei den Schiffen und die oft schlechte Ausbildung der Besatzungen erhöhen dieses Risiko in einer nicht akzeptablen Art und Weise. Ein Tankschiffunfall vor der Wattenmeerküste, bei dem vergleichbare Ölmengen wie beim Unfall der „Prestige“ freigesetzt würden, hätte für den dortigen Lebens- und Wirtschaftsraum lang anhaltende und gravierende Konsequenzen.

Die Schifffahrt gilt zusätzlich noch als der Hauptvektor bei der Einschleppung von gebietsfremden Arten. Die mit dem Ballastwasser transportierten Exoten können, unter anderem durch meist nur kurz anhaltende Expansion, die bereits durch andere Umweltfaktoren betroffenen Lebensgemeinschaften in unerwünschter Weise verändern und voneinander getrennte Lebensräume in ihrer Artenzusammensetzung homogenisieren.

227. Der Tourismus ist inzwischen der wichtigste Wirtschaftszweig in den Küstenregionen geworden. Zwischen den Nutzungsansprüchen der Urlauber und dem Umwelt-

und speziell Naturschutz kommt es zwangsläufig zu Konflikten, die nur durch eine ausgewogene Ausbalancierung vor Ort gelöst werden können. Derzeit ist der Eingriff durch den Tourismus immer noch die größte Bedrohung für die strand- und wiesenbrütenden Seevögelarten an den deutschen Meeresküsten.

228. Die Belastungen der beiden Meere durch die Marikultur haben insgesamt abgenommen. Der Eintrag von Nährstoffen speziell durch Fischzuchtbetriebe konnte durch verbesserte Fütterungsmethoden und besser auf die Bedürfnisse der Zuchttiere abgestimmtes Futter reduziert werden. In gleicher Weise erfolgte eine Abnahme in der Verwendung von Pharmazeutika wie zum Beispiel Antibiotika. Lokal kann es allerdings immer noch durch Fischzuchtbetriebe zu Eutrophierungseffekten, speziell in Buchten und Fjorden, kommen. In der Ostsee bestehen weiterhin Befürchtungen, dass der dortige immer noch stark geschwächte Wildlachsbestand durch Kreuzungen mit entkommenen Zuchtlachsen in seiner Reproduktionsfähigkeit und Fitness negativ beeinflusst wird.

229. Insgesamt zeigt es sich, dass die Biodiversität in Nord- und Ostsee gefährdet ist. Es ist ein Rückgang von Arten und eine Bedrohung der Lebensräume in den Meeres- und Küstengebieten zu beobachten. Verantwortlich dafür sind die genannten anthropogenen Einflüsse. Neben den klassischen Umweltproblemen wie Schadstoff- und Nährstoffeintrag haben die Auswirkungen der Fischerei, wie sie derzeit betrieben wird, einen hohen Anteil an den festgestellten Bestandsverschiebungen und -rückgängen der Küsten- und Meeresarten. Diese und eine Vielzahl anderer Faktoren wirken gleichzeitig auf verschiedene, teilweise auch gleiche Bestandteile des Ökosystems. Über die Interaktionen dieser Belastungsfaktoren ist bisher so gut wie nichts bekannt. Für einen effektiven Schutz der Meere ist es deshalb nicht nur notwendig – wie in den folgenden Kapiteln dargestellt werden wird – die genannten Belastungen soweit es geht zu reduzieren, sondern in Form von Schutzgebieten, die nach den jeweiligen Erfordernissen von anthropogenen Eingriffen ausgenommen werden, Lebensräume und Biotope in ihrer möglichst natürlichen Ausprägung und Dynamik zu erhalten.

2.3.2 Forschungsprogramme und Forschungsbedarf

230. Auf nationaler wie internationaler Ebene finden bereits zahlreiche Untersuchungsprogramme zur Überwachung (Monitoring) des Meereszustands statt. Im Folgenden werden einige wichtige beispielhaft genannt. Für die Nord- und Ostsee gibt es derzeit das „Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee“, an dem folgende zwölf Fachbehörden und Institutionen beteiligt sind:

– Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie,

– Bundesforschungsanstalt für Fischerei,

– Umweltprobenbank/Umweltbundesamt,

– Bundesamt für Naturschutz,

– Bundesanstalt für Gewässerkunde,

– Niedersächsisches Landesamt für Ökologie,

– Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein,

– Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie von Mecklenburg-Vorpommern,

– Landesforschungsanstalt für Fischerei in Rostock,

– Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe,

– Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser,

– Institut für Ostseeforschung Warnemünde,

– Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung,

– Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven.

Durchgeführt werden chemische und biologische Untersuchungen zum Zustand des Wassers, der Sedimente und der Organismen.

Diese Daten werden zentral in der Meeresumweltdatenbank (MUDAB) gesammelt und in Zwei-Jahresberichten veröffentlicht. Gleichzeitig dienen sie auch der Erfüllung der nationalen Berichtspflicht gegenüber den internationalen Konventionen zum Meeresschutz (OSPAR-Übereinkommen und Helsinki-Übereinkommen) und anderen europäischen wie internationalen Organisationen (z. B. OECD, EUROSTAT). Das Bund-Länder-Messprogramm arbeitet unter anderem mit dem Trilateralen Wattenmeer-Monitoringprogramm (TMAP) zusammen, welches im Rahmen der Zusammenarbeit der Niederlande, Deutschlands und Dänemarks zum Schutz des Wattenmeers neben der Gewässerqualität Naturschutz und Managementaspekte mit aufgreift.

Der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) ist die große Organisation, die die Meeresforschung im Nordostatlantik koordiniert und fördert. In diesem Rahmen werden unter anderem Empfehlungen für die europäische Fischereipolitik zur Nutzung der Zielfischbestände in den betroffenen Meeresgebieten erarbeitet. In den letzten Jahren werden zunehmend auch die Auswirkungen der Fischerei auf Nicht-Zielarten und das Ökosystem erforscht und zusammengetragen. Auf nationaler Ebene sind gerade die Bundesforschungsanstalt für Fischerei und die fachspezifischen Forschungsinstitute wichtige Einrichtungen, die mit der Erforschung der Fischerei beschäftigt sind und mit dem ICES eng zusammenarbeiten. Daten zu den Einträgen in die beiden Meere werden vom Umweltbundesamt auf der Basis von Ländermessprogrammen (Immissionen) und durch Forschungsprogramme zusammengetragen. Zu den atmosphärischen Einträgen werden auf europäischer Ebene Daten unter EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) gesammelt und ausgewertet.

Neben den wichtigen hier aufgeführten kontinuierlichen Monitoring- und Forschungsprogrammen werden noch

zahlreiche kleinere, meist problemorientierte Messkampagnen und Projekte durchgeführt. Längere, über Jahrzehnte verlaufende Messreihen, wie die Langzeiterhebung Helgoland Reede (durchgeführt von der ehemals Biologischen Anstalt Helgoland, jetzt Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung) gibt es dagegen nur sehr selten.

231. Trotz der bereits bestehenden Forschungs- und Monitoringprogramme wird von Seiten der Wissenschaft und von den Meeresschutzorganisationen immer wieder darauf hingewiesen, dass es einen großen Forschungs- und speziell Monitoringbedarf gebe, um den Zustand der Meere, die Auswirkungen von anthropogenen Einflüssen und die Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen feststellen und beurteilen zu können. Der Umweltrat erachtet es daher für notwendig, angesichts der Fülle von Problemen und offenen Fragen auf den Forschungsbedarf im Meeresumweltschutz hinzuweisen. Im Folgenden wird der wesentliche Wissensbedarf genannt, der für ein zukünftiges Management der menschlichen Aktivität im Ökosystem Meer gedeckt werden sollte.

Fischerei

– Genauere Fischstatistiken sollten unter anderem ein zuverlässiges Monitoring des Beifangs und „Discards“ garantieren.

– Eine nachhaltige Bewirtschaftung kommerziell neu genutzter Bestände und Arten sollte durch bessere Informationen über diese Arten unterstützt werden.

– Es besteht ein Wissensbedarf hinsichtlich der technischen Vermeidbarkeit von Beifängen und „Discard“. Hier ist es wünschenswert, die Anwendung modifizierter Netze (z. B. Fluchtfenster und Quadratmaschen) und neuer Techniken zu untersuchen, um den nicht genutzten Anteil am Fang und den Beifang von juvenilen Fischen effektiv zu reduzieren. Das Gleiche gilt für Maßnahmen zur Reduzierung der Schädigungen benthischer Organismen (z. B. elektrische Baumkurren).

– Weitere Informationen sind erforderlich, um die Auswirkungen der Fischereiaktivität auf Nicht-Zielarten wie Haie, Rochen, Seevögel, marine Säuger und benthische Lebensgemeinschaften und besonders Veränderungen im Nahrungsnetz durch den Rückgang bestimmter Fischbestände besser beurteilen zu können.

Eutrophierung

– Um die notwendigen Reduktionsmaßnahmen im Bereich der diffusen Nährstoffquellen (insbesondere Landwirtschaft) hinsichtlich ihrer Effektivität und ihres Einflusses auf den Eutrophierungsgrad der Meere beurteilen zu können, sind harmonisierte Methoden zur Quantifizierung der diffusen Einträge erforderlich. Dies wird beispielsweise im EU-Projekt EUROHARP angestrebt. Außerdem sollten Modelle, mit denen sich Zusammenhänge zwischen solchen diffusen Einträgen und den die Meere tatsächlich erreichenden Nährstoffmengen beschreiben lassen, weiterentwickelt werden.

– Das Wissen sowohl über die natürliche Variabilität der marinen Ökosysteme als auch über den Einfluss des Nährstoffeintrags ist bisher noch sehr begrenzt. Es fehlen noch viele Informationen darüber, inwieweit die planktische Algengemeinschaft und deren Sukzession durch den Nährstoffeintrag beeinflusst wird und welche Folgen zum Beispiel ein geändertes Stickstoff-Phosphor-Verhältnis auf die Algendiversität hat.

– Die unter anderem durch natürliche Variabilität von Nährstoffen im Meer bedingten Änderungen im Ökosystem im Langzeittrend sind wichtige Grundlagen für ein erfolgreiches Modellieren des Ökosystems. Aus entsprechenden Modellen gewonnene Erkenntnisse sind eine wichtige Basis, um den anthropogenen Nährstoffeintrag in der Zukunft schon frühzeitig bewerten zu können.

– Sehr viele Fragen im Zusammenhang mit dem Auftreten toxischer Algenblüten – zum Beispiel wie diese durch ozeanographische Gegebenheiten beeinflusst werden – sind bisher nicht geklärt worden.

Schadstoffmonitoring

– Während das Wissen über das Verhalten und die Verbreitung von einigen lang bekannten relevanten Schadstoffen in den Küstenmeeren noch relativ umfangreich ist, wird das Auftreten und Verhalten „neuer Schadstoffe“ zunehmend weniger untersucht. Laut den Vorgaben von OSPAR und HELCOM wird bisher nur die Messung einiger Schwermetalle (insbesondere Cadmium, Quecksilber, Blei) und einiger organischer Altschadstoffe (PCB, PAK, HCH und teilweise DDT) empfohlen. Es sollte geprüft werden, inwieweit es sinnvoll ist, das bestehende Monitoring-Programm um weitere Substanzen der OSPAR- und HELCOM-Listen für prioritäre Maßnahmen zu erweitern.

– Die Untersuchungen zu den synergistischen Wirkungen der zahlreichen im Meer und speziell in den Sedimenten gefundenen Schadstoffe sind bisher unzureichend. Studien mit belasteten Sedimenten geben bereits erste Hinweise auf additive Wirkungen (BSH, 2003a). Bei der Festlegung von ökotoxikologischen Bewertungsmaßstäben für einzelne Schadstoffe werden kombinierte Wirkungen, die sich aus der real vorliegenden Belastungssituation ergeben, zu wenig berücksichtigt. Ein ausgewogenes und unterschiedliche Ebenen (von Stoffwechselvorgängen in der Zelle bis zur Population) berücksichtigendes biologisches Effektmonitoring kann in hoch belasteten Gebieten Hinweise auf die Auswirkungen der Summe der Schadstoffe geben.

– Es fehlen in Deutschland bisher eigene Bewertungskriterien für die Schadstoffbelastung im Meerwasser, da es dafür zu wenig Daten über die Wirkung von Schadstoffen auf marine Organismen gibt.

– Wenig Informationen finden sich auch über die Konzentrationen von hormonell wirkenden Chemikalien

und Pharmazeutika im marinen Ökosystem und deren Wirkungen auf Organismen.

– Ein harmonisiertes Monitoring von Langzeiteffekten durch abgelagerte Bohrschlämme und Produktionswasser aus der Ölförderung wäre für eine befriedigende ökotoxikologische Bewertung ihrer Einflüsse notwendig.

Langzeitveränderungen

– Langzeitmessreihen, welche in erster Linie physikalische, chemische und ozeanographische Parameter erfassen, um den Grundzustand des Meeres und dessen Fluktuation zu dokumentieren, sind äußerst wichtig, um Systemänderungen erkennen zu können. Die wenigen bestehenden Langzeitmessungen sollten daher in Zukunft auf jeden Fall weiter fortgeführt werden.

232. Für eine transparentere Gestaltung des Meeresumweltschutzes wäre es nach Auffassung des Umweltrates sehr förderlich, wenn sämtliche Daten zum Zustand der Nord- und Ostsee in Europa an einer zentralen Stelle gesammelt und zugänglich gemacht würden. Gleichzeitig sollte eine möglichst kurzfristige Aktualisierung der Daten gewährleistet werden. Dies würde für alle Institutionen die Möglichkeit eröffnen, sich jederzeit aktuell über den Zustand der Meere und die bestehenden Problemfelder zielsicher und schnell zu informieren. Ein erster Schritt in diese Richtung wäre es, das Monitoring in Deutschland an einer zentralen Stelle (Bundesamt für Meeresumweltschutz) zusammenzuführen.

3 Handlungsbedarf und Maßnahmen zum Schutz von Nord- und Ostsee

3.1 Wege zu einer nachhaltigen Fischerei

233. Wie in den Abschnitten 2.1.2 und 2.2.2 dargelegt, kann eine nachhaltige, meeresumweltverträgliche Fischereiwirtschaft nur durch eine drastische Reduktion der Fänge auf bedrohte Fischbestände erreicht werden. Zudem müssen die Beifänge – insbesondere von Jungfischen aus den gefährdeten Beständen – stark vermindert und Beeinträchtigungen der Habitate durch umweltschonende Fangmethoden weitest möglich reduziert werden. Auf diese Erfordernisse der nachhaltigen Fischereiwirtschaft hinzuwirken, liegt in aller erster Linie in der Verantwortung der EU, denn ihr kommt für den Bereich der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) ihrer Mitgliedstaaten und damit für die gesamte Nordsee und weite Teile der Ostsee die ausschließliche Zuständigkeit für die Bewirtschaftung der lebenden marinen Ressourcen zu.

234. Der Umweltrat hat bereits im Umweltgutachten 2002 anlässlich der seinerzeit bevorstehenden Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU (GFP) die zentralen Bedingungen einer nachhaltigen Bewirtschaftung der marinen Ressourcen benannt und auch im Hinblick auf die historischen, wirtschaftlichen und politischen Hintergründe der Fischereiwirtschaft einige strategische Empfehlungen dazu gegeben, mit welchen Schritten diese Bedingungen einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft angestrebt werden sollten (SRU, 2002a, Tz. 744 ff.). Ausgangspunkt der Empfehlungen war die Feststellung, dass die Quotierung der Fangmengen durch so genannte TAC-Quoten (TAC = Total Allowable Catch) als Bewirtschaftungsinstrument keinen Erfolg hatte. Die Fangquoten wurden stets weit oberhalb der von ICES zur Bestandserhaltung empfohlenen Höchstentnahmequoten festgesetzt, und ihre Einhaltung wurde auch nur lückenhaft durchgesetzt. Ursächlich für diese verfehlte Fangquotenpolitik ist einerseits die Fischereistrukturpolitik der EU, die den dringend erforderlichen Flottenabbau nicht angemessen strukturiert und schon deshalb zur Freigabe überhöhter Fangmengen geradezu zwingt, andererseits das hohe Ausmaß der allgemeinen Subventionierung der Fischerei, das ebenfalls zur Auslastung der Fischereikapazität anreizt.

Der Umweltrat hat die dringende Notwendigkeit einer Kehrtwende hin zu einem massiven Flottenabbau und zur wirtschaftlichen Umstrukturierung fischereiabhängiger Regionen hervorgehoben. Er hat dabei allerdings auch auf Differenzierungsbedarf innerhalb der Europäischen Gemeinschaft hinsichtlich solcher Staaten – wie zum Beispiel Deutschland – und solcher Fischereien – wie insbesondere der kleinen Küstenfischerei – hingewiesen, die bereits weitgehend im Einklang mit den Erfordernissen der Meeresumwelt wirtschaften. Ferner hat der Umweltrat betont, dass die strukturpolitischen Maßnahmen von längerfristigen Bewirtschaftungs- und Wiederaufbauplänen begleitet werden sollten, in deren Rahmen zeitlich und räumlich differenzierte Fangverbote und Mengenbegrenzungen sachgerecht kombiniert werden müssten. Schließlich hat er vor allem weiterreichende Anforderungen zur Selektivität der Fangtechniken empfohlen und insgesamt eine deutliche Verstärkung der Kontrollen auf See gefordert (SRU, 2002a, Tz. 756).

235. Im Dezember 2002 hat der Rat der Europäischen Union die neue Grundverordnung zur Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) nebst weiteren Regelungselementen in einem Reformpaket verabschiedet, das von zahlreichen Aktionsplänen der EU-Kommission, insbesondere auch

- zur Einbeziehung von Belangen des Umweltschutzes (EU-Kommission, 2002b),
- zur Bewältigung der sozialen und wirtschaftlichen Folgen der Umstrukturierung (EU-Kommission, 2002c),
- zur Einschränkung der Rückwürfe beim Fischfang (EU-Kommission, 2002d) und
- zur einheitlichen Durchsetzung der Fischereibeschränkungen (EU-Kommission, 2003a)

flankiert wird.

Diese aktuellen Entwicklungen und das erweiterte, auf den Meeresumweltschutz insgesamt bezogene Blickfeld dieses Kapitels geben Anlass, die europäische Fischereipolitik unter Beachtung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen (Abschnitt 3.1.1) und der völkerrechtlichen Bewirtschaftungsgebote (Abschnitt 3.1.2) erneut zu bewerten.

3.1.1 Sozioökonomische Rahmenbedingungen

236. Nicht zuletzt dank der erheblichen Beihilfen der EU und der Mitgliedstaaten ist die Fischerei in den Gewässern der EU bis heute ein bedeutender Wirtschaftssektor in der Union geblieben. Die EU ist eine der weltweit größten Fischereimächte und der größte Markt für Fischverarbeitungs- und Aquakulturerzeugnisse. Der Umsatz des gesamten Sektors erreichte 1998 rund 20 Mrd. Euro gegenüber ca. 18 Mrd. Euro im Jahr 1990. Auf den Verarbeitungssektor entfällt davon etwa die Hälfte (1998: 10,3 Mrd. Euro). Gemessen am Bruttoinlandsprodukt (BIP) der Union liegt die Bedeutung des Sektors damit konstant bei rund 0,28 % (EU-Kommission, 2001a). Die Bedeutung der Fischerei variiert dabei zwischen den Mitgliedstaaten stark. Bei den Anlandungen führen Dänemark mit 1,9 Mio. Mg (= ca. 30 % aller Anlandungen) und Spanien mit 994 603 Mg, gefolgt von Großbritannien, Frankreich und den Niederlanden.

Das Angebot von Fisch und Fischerzeugnissen bleibt in der EU immer mehr hinter der Nachfrage zurück, die daher zunehmend durch Importe aus Drittländern gedeckt wird. Im Jahr 1999 wurden Anlandungen im Wert von 8,6 Mrd. Euro eingeführt, die Importe liegen danach im Wert über den eigenen Anlandungen der EU.

Trotz der hohen Nachfrage ist die Lage der Fischereiwirtschaft überwiegend schlecht. Die meisten Betriebe arbeiten allenfalls deshalb rentabel, weil sie sehr geringe Löhne zahlen. Vielfach sichern nur die von den Mitgliedstaaten gewährten und von der EU kofinanzierten Beihilfen (siehe Tz. 248 f.) das wirtschaftliche Überleben. Das gilt – wie der Umweltrat bereits im Umweltgutachten 2002 dargelegt hat – vor allem für die kleine Küstenfischerei (SRU, 2002a, Tz. 754 f.).

Wesentlicher Grund für die schlechte Lage sind die immer weiter schrumpfenden Bestände vieler klassischer Zielfischarten und die damit immer weiter zunehmenden erheblichen Flottenüberkapazitäten. Nach Berechnungen der EU-Kommission liegen die Fangkapazitäten der EU-Fischereiflotte gemessen an den nachhaltig erzielbaren Fangerträgen um etwa 40 % zu hoch, wobei diese Zahl mit der weiteren Verschlechterung bei den Fischbeständen inzwischen noch zugenommen haben dürfte. Die mangelnde Auslastung der überdimensionierten Flotten wirkt sich wirtschaftlich wegen der im Durchschnitt sehr hohen Kapitalintensität der Fischereien (bis zum 20fachen über dem gesamtwirtschaftlichen Durchschnitt; EU-Kommission, 2001a, S. 7) besonders gravierend aus. Denn je höher die Kapitalintensität, desto entscheidender ist die Kapazitätsauslastung für die Rentabilität der Flotte. Von daher besteht also in der Fischereiwirtschaft ein überdurchschnittlich hoher, ganz besonderer Druck zur Kapazitätsauslastung. Umso wichtiger erscheint ein rascher Abbau der Flotte; nicht nur zur Anpassung an die natürlichen Ressourcen, sondern auch aus wirtschaftlichen Gründen, damit die verbleibenden Kapazitäten rentabel genutzt werden können (EU-Kommission, 2001a, S. 13).

Die Fangkapazitäten sind indessen sehr ungleich zwischen den Mitgliedstaaten verteilt, wie Tabelle 3-1 verdeutlicht. Dementsprechend variiert auch die Abhängigkeit von der Fischereiwirtschaft und der strukturelle Anpassungsbedarf.

Tabelle 3-1

Schiffe, Maschinenleistung, Fänge und öffentliche Beihilfen der EU sowie Anteile der einzelnen EU-Mitgliedstaaten

	Anzahl Schiffe (1998)	**Tonnage (Mg) (1998)**	**Maschinenleistung (KW) (1998)**	**Fänge (Mg) (1999)**	**Öffentliche Beihilfen (Euro) (1994 bis 1999)**
Gesamt (absolute Mengen)	**99 170**	**2 053 240**	**7 991 591**	**6 389 573**	**2 665 490 000**
	davon in %	davon in %	davon in %	davon in %	davon in %
Griechenland	*20,4*	*5,5*	*18,4*	*2,1*	*4,0*
Spanien	*18,1*	*28,7*	*18,4*	*18,7*	*50,0*
Italien	*16,5*	*12,7*	*18,9*	*4,6*	*10,4*
Portugal	*11,7*	*6,0*	*4,9*	*3,4*	*6,7*
Frankreich	*8,9*	*10,2*	*14,3*	*10,2*	*6,5*
Vereinigtes Königreich	*8,7*	*12,3*	*13,1*	*13,7*	*5,1*
Dänemark	*4,7*	*4,8*	*4,8*	*22*	*5,4*
Finnland	*4,0*	*1,2*	*2,7*	*2,3*	*1,2*
Deutschland	*2,4*	*3,7*	*2,1*	*3,7*	*5,0*
Schweden	*2,1*	*2,4*	*3,2*	*5,5*	*1,8*
Irland	*1,3*	*3,0*	*2,4*	*5,1*	*2,0*
Niederlande	*1,0*	*8,5*	*6,0*	*8,1*	*1,0*
Belgien	*0,1*	*1,1*	*0,8*	*0,5*	*0,8*

SRU/SG 2004/Tabelle 3-1; Datenquelle: RITTERHOFF und BORCHERS, 2003

237. Im Jahr 1998 waren in den verschiedenen Zweigen der EU-Fischereiwirtschaft über eine halbe Million Menschen direkt beschäftigt (EU-Kommission, 2001a, S. 23). Aufgrund des anhaltenden Niedergangs der Fischereiwirtschaft und wegen der weiter steigenden Kapitalintensität moderner Schiffe baut der Sektor laufend in erheblichem Maße Arbeitsplätze ab. Nach Ermittlungen der EU-Kommission sind im Fangsektor über die letzten zehn Jahre europaweit etwa 8 000 Arbeitsplätze pro Jahr verloren gegangen, wobei diese Zahl etwa zur Hälfte der Kapazitätsreduzierung beziehungsweise der Außerbetriebnahme von Fischereifahrzeugen zugeschrieben wird (EU-Kommission, 2002c, 2.1.2, S. 3). Wenn der Fangaufwand innerhalb von vier Jahren entsprechend den wissenschaftlichen Empfehlungen des ICES weiter drastisch reduziert würde, soll diese Reduktionsrate nach Schätzungen der Mitgliedstaaten und der EU-Kommission allerdings nicht mehr wesentlich steigen (EU-Kommission, 2002e, 2.3, S. 8). Die bessere Auslastung einer verringerten Flotte könnte nach Ansicht der Kommission den mit dem Flottenabbau verbundenen Arbeitsplatzverlust zu erheblichen Anteilen ausgleichen. Bemerkenswert ist insoweit aber auch, dass der Arbeitsmarkt des Fangsektors trotz des Arbeitsplatzabbaus überwiegend von einem Arbeitsangebotsüberhang geprägt ist, was die EU-Kommission auf die vergleichsweise geringen Löhne, die unattraktiven Arbeitsbedingungen und den damit verbundenen Ausstieg vieler, insbesondere junger Menschen aus der Fischerei zurückführt (EU-Kommission, 2002c, 2.1.2). Offensichtlich verhält es sich also so, dass der Arbeitsmarkt die erforderliche Schrumpfung des Sektors bereits antizipiert.

238. Vom Niedergang europäischer Fischereien sind mittelbar auch die fischverarbeitenden Industrien, der Vermarktungssektor und vorgelagerte Unternehmen des Schiffbaus, der Ausstattung und der Wartung betroffen, meist aber wesentlich weniger hart als die Fischereibetriebe. Die Verarbeitungs- und Vermarktungsunternehmen konnten sich vielfach auf die Verarbeitung von Importen aus Drittländern (z. B. Sardine und Thunfisch) und der noch preiswert verfügbaren heimischen Arten (z. B. Makrele und Sprotte) verlegen (EU-Kommission, 2002e, 2.3.2), was freilich nicht unerheblich zu den gleichsam problematischen fischereilichen Belastungen außerhalb der EU-Gewässer beiträgt.

Nach wie vor finden sich in der EU zahlreiche stark fischereiabhängige (Küsten-) Regionen. In ihrem Bericht zur Wirtschaftslage der Küstengebiete aus dem Jahr 2001 stellt die EU-Kommission fest, dass der Abhängigkeitsgrad unter den ersten 100 der fischereiabhängigsten Gebiete Europas sogar bei mehr als der Hälfte dieser Gebiete noch gestiegen und nur bei 35 Gebieten zurückgegangen ist. Allerdings soll diese Entwicklung teilweise auch durch Verlagerung zur Marikultur begründet sein, die damit in ihrer wirtschaftlichen Bedeutung gegenüber dem Fangsektor weiter zugenommen und gewissermaßen eine Auffangfunktion für die rückläufige Entwicklung beim Fischfang eingenommen hat. In den am stärksten von der Fischerei abhängigen Gebieten liegt die besondere Abhängigkeit vor allem im Fehlen von Erwerbsalternativen begründet. Aus einer Studie der Kommission zum Grad der regionalen Abhängigkeiten (EU-Kommission, 2000a) geht insoweit auch hervor, dass die regionalen Abhängigkeiten der Küstenregionen von Nord- und Ostsee insgesamt wesentlich weniger ausgeprägt sind, als bei den südeuropäischen „Fischerei-Nationen“, wie insbesondere Griechenland, Spanien und Portugal.

239. Zusammengenommen ist hinsichtlich der sozioökonomischen Dimension festzustellen, dass

– die Fischereien sich zu weiten Teilen aufgrund schlechter Ertragslage und niedriger Löhne im Niedergang befinden;

– eine Konsolidierung des Sektors auf wesentlich niedrigerem Aktivitätsniveau auch aus wirtschaftlichen Gründen – insbesondere aufgrund der hohen Kapitalintensität moderner Fischereien – unbedingt geboten erscheint;

– die wirtschaftlichen Abhängigkeiten von der Fischereiwirtschaft im Nord- und Ostseeraum insgesamt deutlich geringer sind, als in einigen südeuropäischen Atlantik- und Mittelmeerregionen;

– der Arbeitsplatz-Wegfall, der nach den Schätzungen der EU-Kommission bei einer Konsolidierung auf einem mit der natürlichen Erneuerung der Fischbestände vereinbaren Niveau zu erwarten ist, umso milder und vertretbarer ausfallen dürfte, je rascher die Flottenkapazitäten so reduziert werden, dass die verbleibenden Trawler unter voller Kapazitätsauslastung rentabel betrieben werden und dementsprechend sichere zusätzliche Arbeitsplätze bieten können;

– der Niedergang der auf die bedrohten Bestände zielenden Fischereien sich weniger flächendeckend als vielmehr konzentriert regional auf die von diesen Fischereien traditionell abhängigen Küstengebiete auswirken wird. Das bedeutet, dass der erforderliche strukturelle Umbau hin zu einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft aus soziökonomischer Sicht eine besondere Herausforderung der Regionalpolitik und der Regionalförderung ist und dass es wesentlich darauf ankommt, für die betroffenen Regionen wirtschaftliche Alternativen und Perspektiven zu entwickeln.

Letzteres gilt insbesondere für die kleine Küstenfischerei, die nicht nur durch den Rückgang ihrer Zielbestände, sondern auch durch ihre vergleichsweise geringere Effizienz und Konkurrenzfähigkeit gegenüber den großen modernen Fischereien bedroht ist. Soweit diese Küstenfischerei aufgrund ihres geringen Fangaufwands, ihres regionalen Charakters und ihrer vertretbaren Auswirkungen auf die Meeresumwelt erhaltenswert erscheint, bedarf sie einer konsequenten Förderung (SRU, 2002a, Tz. 755).

3.1.2 Völkerrechtliche Bewirtschaftungsgebote

Die einschlägigen Regelungen des Seerechtsübereinkommens

240. Die Aufteilung der fischereilichen Nutzungsrechte ergibt sich für Nord- und Ostsee abschließend daraus, dass das Seerechtsübereinkommen den Küstenstaaten das ausschließliche Recht zur Nutzung der lebenden marinen Ressourcen sowohl im Küstenmeer als auch in ihren Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ) einräumt. Ein gemeinsames Nutzungsrecht aller Staaten gilt lediglich für die fischereiwirtschaftlich weniger ergiebigen küstenfernen Gebiete der Hohen See. Für diese in Nord- und Ostsee gar nicht vorhandenen Gebiete statuiert das Seerechtsübereinkommen (SRÜ) ein allgemeines Gebot zur Rücksichtnahme und verweist im Übrigen auf die Möglichkeit, die Ressourcenverteilung in regionalen Abkommen der Anrainerstaaten zu regeln.

An das ausschließliche Nutzungsrecht des Küstenstaates in seiner AWZ knüpft das Seerechtsübereinkommen die allgemeine Pflicht, Erhaltungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen zu treffen, die eine dauerhafte Nutzung der Fischbestände gewährleisten. Insbesondere verpflichtet Artikel 61 Abs. 1 SRÜ die Küstenstaaten dazu, für den Bereich ihrer AWZ Fangmengenquoten (so genannte TAC-Quoten) festzulegen. Nach Absatz 3 dieser Regelung sollen diese Quoten unter Berücksichtigung der ökologischen und wirtschaftlichen Faktoren sowie der wirtschaftlichen Bedürfnisse der betroffenen Fischereien so bestimmt werden, dass die betreffenden Bestände den dauerhaft höchsten Ertrag (maximum sustainable yield, MSY) erbringen können. Relativiert wird das ausschließliche Nutzungsrecht schließlich dadurch, dass anderen Staaten der Zugang zu nicht ausgeschöpfte Fangmengen (dem so genannten surplus) zu gewähren ist (Artikel 62 Abs. 2 Satz 2 SRÜ).

Als Beispiele für weitere Bewirtschaftungsmaßnahmen nennt Artikel 62 SRÜ unter anderem die Regulierung der Fangtechniken und die Festsetzung von örtlichen und/oder zeitlichen Fangverboten oder -beschränkungen. Bei alledem soll nach Artikel 61 Abs. 2 SRÜ der beste verfügbare wissenschaftliche Erkenntnisstand berücksichtigt werden. Schließlich berücksichtigt das Seerechtsübereinkommen zumindest partiell die möglichen Auswirkungen der Fischerei auf mittelbar betroffene Arten, indem es bestimmt, dass eine „ernsthafte Gefährdung“ der von den befischten Tieren abhängigen Arten verhindert werden soll.

241. Die Forderung des Seerechtsübereinkommens, dass die Fangmengenbegrenzungen auf langfristige Ertragssicherung ausgerichtet werden sollen, stellt im Prinzip ein anspruchsvolles, umweltpolitisch zu begrüßendes Erhaltungsziel dar. Insoweit ist festzustellen, dass die Fischereipolitik der EU den völkerrechtlichen Nachhaltigkeitsbedingungen nicht genügt. Zwar wird zu Recht kritisch darauf hingewiesen, dass das Seerechtsübereinkommen den Staaten bei der Bewirtschaftung ihrer Fischbestände durchaus bei der TAC-Festlegung ein Ermessen dahin gehend einräumt, auch die wirtschaftlichen Bedürfnisse der regionalen Fischereien berücksichtigen zu können (WOLFF, 2002, S. 62) und dass daher die Zielvorgabe des MSY keine geeignete Grundlage für eine den ökologischen Erfordernissen entsprechende Bewirtschaftung der Fischbestände biete. Da allerdings die dauerhafte Erhaltung der Bestände zugleich Grundbedingung der weiteren wirtschaftlichen Nutzung ist, wird das Bewirtschaftungsermessen gleichwohl jedenfalls dann überschritten sein, wenn – wie in der EU im Falle des Kabeljau – Fangmengen wiederholt weit oberhalb der Grenze festgelegt werden, die nach den besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnissen des ICES eine Bestandserhaltung gerade noch gewährleisten könnten (WOLFF, 2003, S. 357 f.). Dass eine solche drastische Überfischung auch durch wirtschaftliche Erwägungen nicht zu rechtfertigen ist, hat die internationale Völkergemeinschaft inzwischen durch das so genannte Straddling-Fishstocks-Agreement bekräftigt, allerdings dort unmittelbar nur für den Bereich der Hohen See.

Das Straddling-Fishstocks-Agreement (SFSA)

242. Das Abkommen zur Umsetzung der Vorschriften des Seerechtsübereinkommens bezüglich der Erhaltung und Bewirtschaftung von wandernden Fischbeständen vom 8. September 1995 sieht besondere Regelungen zum Schutz der genannten Fischbestände für den Bereich der Hohen See vor. Durch das Abkommen legen die Vertragsstaaten die Verwaltung der Hochseefischerei maßgeblich in die Hände regionaler Fischfangorganisationen (zuständige Organisation für den Bereich des Nord-Ost-Atlantiks ist die „North-East Atlantic Fisheries Commission“ – NEAFC) und verpflichten sich, durch diese Organisationen Bewirtschaftungsregeln, Vorschriften über die Fangtechnik und insbesondere Fangquoten zu beschließen, mit denen maximale Erträge dauerhaft gesichert werden. Ferner wird jedem Mitgliedstaat einer solchen regionalen Organisation erlaubt, auf jedem Schiff die Einhaltung der Bewirtschaftungsregeln zu überprüfen.

Während diese Regeln für die in Gänze der 200-Meilen-Zone unterfallende Nord- und Ostsee allenfalls mittelbare faktische Auswirkung haben, dürfte dem vergleichsweise fortschrittlichen Vorsorgekonzept des SFSA auch eine deutliche normative Ausstrahlung auf die in den Händen der jeweiligen Küstenstaaten liegende Bewirtschaftung der AWZ zukommen (MARR, 2003, S. 141 ff.; WOLFF, 2003, S. 358, 2002, S. 71 ff.). Die Vertragsstaaten des Abkommens verpflichten sich im Hinblick auf den Schutz der wandernden Fischbestände unter anderem

- zur Anwendung des Vorsorgeansatzes dahin gehend, dass das Fehlen adäquater wissenschaftlicher Erkenntnisse über mögliche Auswirkungen auf die Meeresumwelt nicht als Grund dazu verwendet werden soll, Erhaltungs- und Managementmaßnahmen aufzuschieben;
- zur Erforschung der Auswirkung der Fischerei und anderer anthropogener Einflüsse auf die befischten Bestände wie auch auf das betroffene marine Ökosystem,

– Erhaltungs- und Managementmaßnahmen zum Schutz der Zielarten und anderer, betroffener Arten des Ökosystems zu treffen;

– Verschmutzung der Meere durch Schadstoffe und Abfälle zu minimieren;

– Beifänge zu minimieren;

– die marine Biodiversität zu schützen sowie

– effektives Monitoring und effektive Kontrollen durchzuführen.

Diese Verpflichtungen gelten indessen – wie schon erwähnt – nur für den Bereich der Hohen See. Abweichend davon ist aber nach Artikel 3 Abs. 1 des SFSA das Vorsorgeprinzip mit den in Artikel 6 und Anhang II näher beschriebenen Implikationen zum Erhalt von wandernden Fischbeständen auch im Hoheitsbereich der Küstenstaaten anzuwenden. Diese Maßgaben gehen zum Teil über die bereits im Seerechtsübereinkommen stipulierten Erhaltungs- und Managementregelungen hinaus. Insbesondere sind die Staaten danach verpflichtet,

– den Erkenntnisstand und die Datengrundlage über die Auswirkungen der Fischerei auf die Bestände und assoziierte Arten aktiv zu fördern;

– Managementpläne zu erlassen, die auch dem Erhalt mittelbar betroffener Arten dienen;

– Vorsorgereferenzpunkte über die zur Erhaltung eines „Maximum Sustainable Yield“ erforderlichen Bestandsgrößen festzulegen;

– die erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen, um ein Unterschreiten der Referenzwerte zu verhindern beziehungsweise bereits bis unter diese Werte reduzierte Bestände wiederherzustellen.

Zwar beziehen sich diese Regelungen wiederum auf die Bestände solcher Arten, die über die Grenzen der AWZ hinaus in die Hohe See wandern, was für die kommerziell befischten Bestände von Nord- und Ostsee in der Regel nicht zutrifft. Indessen dürften die Konkretisierungen zum Vorsorgegebot auch auf das Seerechtsübereinkommen rückzubeziehen sein und es kann inzwischen als international anerkannt gelten, dass die Nutzungsbefugnisse der Staaten auch in der AWZ nur bis zu dem Punkt einer „ordnungsgemäßen“ Fischereiwirtschaft reichen, zu dem gleichbleibend hohe Erträge dauerhaft gewährleistet bleiben (WOLFF, 2002, S. 71 ff.).

FAO Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei

243. Die völkerrechtlichen Bewirtschaftungspflichten aufgreifend, hat die Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (Food and Agriculture Organization – FAO) im August 1995 detaillierte Empfehlungen zu einem dauerhaften, umweltverträglichen Fischereimanagement in dem so genannten „Verhaltenscodex für verantwortungsvolle Fischerei“ angenommen. Diesem Codex kommt zwar explizit keine unmittelbare völkerrechtliche Verbindlichkeit zu. Allerdings werden darin zahlreiche Grundsätze und Regelungen zur angemessenen, rücksichtsvollen Bewirtschaftung der Fischbestände und zur Erhaltung der mittelbar betroffenen Meeresumwelt ausgeführt, die als international konzertierte Standards gleichsam zur Auslegung der völkerrechtlichen Bewirtschaftungspflichten herangezogen werden können. Wichtig erscheint insoweit insbesondere, dass der Verhaltenskodex eine langfristige Bestandserhaltung fordert, namentlich lautet Artikel 7 Nr. 1.1:

„Die Staaten und alle im Bereich der Fischereibewirtschaftung Tätigen sollen durch geeignete Maßnahmen und innerhalb eines gesetzlichen und institutionellen Rahmens Maßnahmen für die langfristige Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Fischereiressourcen ergreifen. Erhaltungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf lokaler, nationaler, subregionaler oder regionaler Ebene sollen auf den besten zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Angaben beruhen und die langfristige und nachhaltige Entwicklung der Fischereiressourcen auf einem Niveau sicherstellen, das der Zielsetzung einer bestmöglichen Nutzung zuträglich ist und ihre Verfügbarkeit für gegenwärtige und zukünftige Generationen erhält; kurzfristige Überlegungen sollen diese Zielsetzungen nicht beeinträchtigen.“

Gemäß Artikel 7 Nr. 2.2 sollen dem gemäß

a) übermäßige Fangkapazitäten vermieden werden, damit die Nutzung der Bestände wirtschaftlich bleibt;

b) die wirtschaftlichen Bedingungen, unter denen die Fischwirtschaft tätig ist, eine verantwortungsvolle Fischerei fördern;

c) die Interessen der Fischer, einschließlich der in der Subsistenz-, Klein- und handwerklichen Fischerei Tätigen, berücksichtigt werden;

d) die Artenvielfalt der aquatischen Lebensräume und Ökosysteme bewahrt und gefährdete Arten geschützt werden;

e) erschöpfte Bestände sich erholen können oder gegebenenfalls wiederaufgebaut werden;

f) nachteilige Umweltauswirkungen auf die Ressourcen durch menschliche Aktivitäten beurteilt und gegebenenfalls behoben werden, und

g) Verschmutzung, Abfall, Rückwürfe, Fänge durch verlorengegangene oder aufgegebene Fanggeräte, Fänge von Nichtzielarten, wobei es sich sowohl um Fisch- als auch Nichtfischarten handeln kann, sowie Auswirkungen auf vergesellschaftete oder abhängige Arten auf ein Mindestmaß beschränkt werden, indem, soweit möglich, Maßnahmen ergriffen werden. Hierzu gehören die Entwicklung und der Einsatz selektiver, umweltschonender und kostengünstiger Fanggeräte und -methoden.

Gemäß Artikel 7.2.3 sollen die Staaten ferner die Auswirkungen der Umweltfaktoren auf die Zielbestände und -arten, die zu demselben Ökosystem gehören oder mit den Zielbeständen vergesellschaftet oder von ihnen abhängig

sind, sowie die Beziehung zwischen den Populationen im Ökosystem beurteilen.

In seinen weiteren Bestimmungen enthält der FAO-Codex ergänzende detaillierte Bestimmungen zur Umsetzung dieser Ziele und Maßnahmen, insbesondere über Fangmethoden und -geräte, über den Schutz mariner Habitate und Lebensgemeinschaften, über die von den Flaggen- und Hafenstaaten durchzuführenden Kontrollen sowie über die zur sachgerechten Bewirtschaftung erforderliche Fischereiforschung und Datenverarbeitung.

Insgesamt kann der Codex als fortschrittliche, den Bewirtschaftungserfordernissen und Umweltrisiken angemessene internationale Richtlinie für eine nachhaltige, umweltverträgliche Fischerei gelten. Die erforderlichen Ziele und Maßnahmen einer den natürlichen Belastungsgrenzen angemessenen Fischerei sind also international bereits im Detail erkannt und anerkannt. Die Umsetzung steht jedoch noch weitgehend aus.

OSPAR und HELCOM

244. Bemerkenswert ist, dass die regionalen Schutzorganisationen die Fischerei ausdrücklich aus ihrem Zuständigkeitsbereich ausklammern mit Verweis auf die speziellen, dazu bereits bestehenden internationalen Regelungen. Nach dem vorstehenden Überblick dürfte allerdings deutlich sein, dass dieses spezielle Fischerei-Völkerrecht in höchstem Maße auf die Umsetzung und Fortentwicklung durch regionale Staatenverbände angewiesen ist. Das gilt für die Nord- und Ostsee umso mehr, als für diese von der Hohen See abgetrennten Meere auch das neue, anspruchsvollere Abkommen über wandernde Fischbestände (SFSA) jedenfalls nicht unmittelbar greift. Gleiches gilt auch gegenüber der North-East Atlantic Fisheries Commission (NEAFC), die ebenfalls lediglich die Hochseefischerei verwaltet. Abgesehen davon, dass die internationalen Regime also durchaus weite Spielräume und Handlungsfelder für eine regionale Kooperation bezüglich der Fischerei in Nord- und Ostsee offen lassen, spricht gerade auch die erforderliche Integration der Belange des Meeresumweltschutzes in das öffentliche Fischereimanagement, die Abhängigkeit der Fischbestände von externen Umwelteinflüssen und die immer dringlichere Abstimmung mit den zunehmenden konfligierenden sonstigen Nutzungsansprüchen (z. B. Offshore Windkraftanlagen-Parks) dafür, die Fischerei offiziell auch in die Regelungen und Aktivitäten von OSPAR und HELCOM zu integrieren. Dass von einer Einbeziehung der Fischerei abgesehen wurde, dürfte in Wahrheit auch weniger mit den existenten völkerrechtlichen Regelungen zusammenhängen als vielmehr damit, dass sich die EG in diesem Feld weitgehende Autonomie vorbehalten will. Der damit verbundenen Verantwortung für eine nachhaltige, mit den völkerrechtlichen Bewirtschaftungszielen und den Belangen der Meeresumwelt sowie mit den zahlreichen sonstigen Nutzungen vereinbare Ausgestaltung der Nord- und Ostseefischerei ist die EG jedoch bislang nicht gerecht geworden.

3.1.3 Wege zu einer nachhaltigen Gemeinsamen Fischereipolitik der EU

245. Die EG besitzt für Fischereiaktivitäten in den der Hoheit (bis zur 12-Seemeilengrenze) oder der Gerichtsbarkeit (AWZ) ihrer Mitgliedstaaten unterliegenden so genannten Gemeinschaftsgewässern die ausschließliche Regelungszuständigkeit (EuGH, Urt. vom 14. Juli 1976, Slg. 1976, S. 1279 ff.; Urt. vom 5. Mai 1981, Slg. 1981, S. 1045 ff.). Auf der Grundlage dieser Kompetenz strebt die Gemeinschaft mit ihrer Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) eine umfassende Marktordnung und -regulierung an, die insbesondere dazu dienen soll,

- allen Mitgliedstaaten gleichermaßen freien Zugang zu den Gemeinschaftsgewässern zu eröffnen, wovon allerdings die Küstengewässer der 12-Seemeilen-Zone ausgenommen sind;
- die Produktivität der Fischereien durch Förderung des technischen Fortschritts, Rationalisierung der Erzeugung und den bestmöglichen Einsatz der Produktionsfaktoren, insbesondere der Arbeitskräfte, zu steigern;
- der abhängigen Bevölkerung eine angemessene Lebenshaltung zu gewährleisten;
- die Märkte zu stabilisieren und
- die Versorgung sicherzustellen.

Erreicht werden soll dies durch

- eine gemeinsame Marktordnung für Fischereierzeugnisse,
- eine gemeinsame Strukturpolitik,
- gemeinschaftliche Regelungen für die Erhaltung und Bewirtschaftung der Fischereiressourcen (im Folgenden: Ausübungsregeln) und
- ein außergemeinschaftliches Fischereiregime.

Wenn es gelingen soll, die Belastung der Fischbestände und der sonstigen mittelbar betroffenen Arten und Lebensräume auf ein dauerhaft verträgliches Maß zurückzuführen, sind grundlegende Weichenstellungen auf all diesen Feldern erforderlich. Dazu sollte vor allem die im Dezember 2002 vom Rat beschlossene GFP-Reform – insbesondere die neue Grundverordnung – beitragen. Wie nachfolgend näher dargelegt wird, bringen die Reformbeschlüsse des Rates zwar deutliche Fortschritte in den Rechtsgrundlagen, die jedoch für sich genommen keineswegs ausreichen, um die Überfischung und die umweltschädlichen Beifänge in Nord- und Ostsee zu beenden.

3.1.3.1 Neuorientierung in der gemeinsamen Marktordnung

246. Die gemeinsame Marktordnung umfasst zum einen Qualitäts- und Vermarktungsstandards einschließlich deren Überwachung und schafft zum anderen – ähnlich wie im Bereich der Agrarpolitik – Interventionsmechanismen. Wesentliches Element ist insofern eine *Marktord-*

nung für Fischereierzeugnisse (Verordnung <EG> Nr. 2406/96 des Rates vom 26. November 1996, ABl. EG 1996, Nr. L 334, S. 1), nach denen den Fischern Mindestpreise für Anlandungen gewährt werden, die zu diesen Preisen nicht abgesetzt werden können. Ein vom Ministerrat für jede Fischart jährlich festgesetzter Orientierungspreis bildet die Basis für die Berechnung des niedrigeren gemeinschaftlichen Rücknahmepreises. Wenn der Marktpreis unter den Rücknahmepreis fällt, werden von so genannten Erzeugerorganisationen den Mitgliedern für alle aus dem Handel genommenen Mengen Entschädigungen gewährt, die von der EU mitfinanziert werden (EU-Kommission, 2002e).

1999 einigte sich der Rat auf eine umfassende Reform der gemeinsamen Marktordnung für Fischereierzeugnisse (Verordnung <EG> Nr. 104/2000 des Rates vom 17. Dezember 1999, ABl. EG 2000, Nr. L 17, S. 22), mit der die Unterstützungsleistungen für endgültige Rücknahmen vom Markt verringert und die Beihilfen zur Konservierung und Lagerung der Erzeugnisse für den späteren Verkauf erhöht wurden. Im Rahmen der Preisfestlegung wurden zudem geringere Zahlungen für Fische kleinerer Größe vorgesehen. Ferner sollte die Eigenverantwortung im Rahmen von Erzeugerorganisationen gestärkt werden. Letztere sollen aktiver die Anlandungen ihrer Mitglieder regeln und geeignete Maßnahmen ergreifen, um Rücknahmen zu vermeiden. Schließlich gilt aufgrund der reformierten gemeinsamen Marktordnung seit Anfang 2002 eine neue Kennzeichnungspflicht im Einzelhandel, die die Rückverfolgbarkeit der Erzeugnisse verbessern und so Betrugsmöglichkeiten im Hinblick auf Herkunft und Art des Fisches einschränken soll. Der Endverbraucher muss danach über die Handelsbezeichnung, die Art der Erzeugung (Aquakultur oder Fang von wildlebenden Fischen) und das Fanggebiet informiert werden.

247. Insgesamt sind durch diese Maßnahmen die Subventionen zwar verringert und Erschleichungswege verschlossen worden. Tatsache ist jedoch, dass nach wie vor Mindesterlöse auch für gar nicht absetzbaren Fisch – unter anderem auch für untermaßigen Kabeljau – garantiert sowie weitere erhebliche Zuschüsse aus öffentlichen Mitteln der EU und der Mitgliedstaaten an die Erzeugergemeinschaften geleistet werden und dass damit die erforderliche Anpassung des Sektors an die Grenzen nachhaltiger Bewirtschaftung aufgehalten wird. Schon dies impliziert, dass auch die auf Flottenreduktion und Schaffung wirtschaftlicher Alternativen auszurichtende Strukturpolitik noch wesentlich zu kurz greift.

3.1.3.2 Kurswechsel in der Strukturpolitik

248. Die Strukturpolitik betrifft vor allem die Flotten und Fangkapazitäten. Mit so genannten Mehrjährigen Ausrichtungsprogrammen (MAP) wurde lange Zeit der Ausbau und die Modernisierung der europäischen Flotte stark gefördert, ohne Rücksicht auf die Begrenztheit der natürlichen Ressourcen. Dass diese Subventionspolitik „die Rechnung ohne den Wirt“ macht, hat die Gemeinschaft erst offiziell anerkannt, als der Fischereiaufwand die Grenzen dessen, was die Zielfischbestände langfristig verkraften können, schon bei weitem überschritten hatte.

Bei der Anpassung der GFP an die natürlichen Bestandsgrenzen steht demnach die Umsteuerung in der Subventionspolitik an erster Stelle. Statt in den Ausbau der Flotte muss in ihren Abbau, in die Umschulung der betroffenen Berufsträger und in die soziale Abfederung des Sektorabbaus investiert werden. Zwar unterstützt die Gemeinschaft solche Anpassungsmaßnahmen mit dem „Finanzierungsinstrument für die Ausrichtung der Fischerei“ (FIAF) bereits seit Beginn der 1990er-Jahre. Gleichzeitig ließ aber die Verordnung (EG) Nr. 2792/1999 zur Festlegung der Modalitäten und Bedingungen für die gemeinschaftlichen Strukturmaßnahmen im Fischereisektor noch in ganz erheblichem Umfang Subventionen für den Neubau und die Modernisierung von Fangfahrzeugen zu. Trotz der eindringlichen Empfehlungen der EU-Kommission, ist der Rat auch in der letzten Reform vom Dezember 2002 nicht so weit gegangen, diese Fördermöglichkeiten ganz abzuschaffen und die EU-Mittel stattdessen vollständig auf den Abbau der Flotte und die Umstrukturierung des Sektors zu konzentrieren.

Die „Mehrjährigen Ausrichtungsprogramme“ sind durch Grundregeln zur Begrenzung der Fangkapazität ersetzt worden, die den Mitgliedstaaten die Hauptverantwortung in dieser Aufgabe übertragen. Sie werden durch Artikel 13 der neuen Grundverordnung ganz allgemein dazu angehalten, „Maßnahmen zur Anpassung der Fangkapazitäten ihrer Flotten zu ergreifen, um ein stabiles und dauerhaftes Gleichgewicht zwischen diesen Kapazitäten und ihren Fangmöglichkeiten herzustellen“. Erstmals werden die Mitgliedstaaten auch dazu verpflichtet, nationale Fischereiflottenregister zu führen, damit eine Überprüfung ihrer Anpassungsmaßnahmen möglich wird.

Der Rahmen für zulässige und erstattungsfähige Subventionen für Modernisierungen und Neubau ist verengt und die Förderung stärker mit den Abbauzielen verkoppelt worden:

– im Zeitraum von 2003 bis 2004 müssen solche Mitgliedstaaten, die öffentliche Zuschüsse für die Flottenerneuerung gewähren, ihre Gesamtkapazität im Vergleich zur Bezugsgröße um 3 % senken;

– nach den am 20. Dezember 2002 beschlossenen Änderungen dieser Verordnung (Verordnung <EG> Nr. 2369/2002 vom 20. Dezember 2002) sowie der neuen Grundverordnung (Artikel 13) dürfen für den Neubau von Trawlern unter 400 BRZ bis Ende des Jahres 2004 weiterhin öffentliche Zuschüsse gewährt werden, wobei aber für jeden Kapazitätszugang bis zu 100 BRZ ein Abbau mindestens gleichen Umfangs und für einen Kapazitätszugang von über 100 BRZ ein Abbau des 1,35fachen dieser Kapazität vorausgesetzt wird. Die EU-Kommission hatte vorgeschlagen, einen 1,7fachen Abbau vorauszusetzen;

– Zuschüsse für Modernisierungen von Trawlern werden nur für mindestens fünf Jahre alte Schiffe lediglich zur Verbesserung der Sicherheit, der Produktqualität, der Arbeitsbedingungen, für selektive

Fangmethoden und für Geräte zur Satellitenüberwachung gewährt, sofern durch solche Maßnahmen die Fangkapazitäten nicht erhöht werden;

– es wurde ein mit 32 Mio. Euro ausgestatteter „Abwrackfonds“ eingerichtet, aus dem besondere Prämien für die Abwrackung solcher Trawler gewährt werden können, deren Fischereiaufwand im Rahmen eines Wiederauffüllungsplans um mindestens 25 % abgebaut werden muss;

– der Rahmen für sozioökonomische Maßnahmen zur Unterstützung der von Kapazitätsbeschränkungen betroffenen Fischer und Schiffseigner ist erweitert worden. Solche Unterstützungen können insbesondere für Umschulungen und Diversifizierungsmaßnahmen geleistet werden, die den Fischern einen vollen Umstieg oder eine Halbtagsbeschäftigung außerhalb der Fischereiwirtschaft ermöglichen.

249. Alle die genannten Reformschritte sind prinzipiell zu begrüßen, wenngleich sie auch schon lange überfällig und noch keineswegs hinreichend sind. Das gilt insbesondere für den Subventionsstopp zum Trawler-Neubau, wobei aber aus Sicht des Umweltrates kaum nachvollziehbar ist, weshalb diese Subventionen erst Ende 2004 auslaufen sollen. Dass für jede Förderung ein mindestens gleichwertiger Kapazitätsabbau vorausgesetzt wird, ändert nichts daran, dass der Sektor mit öffentlichen Geldern gestützt und der Prozess der Anpassung an die Grenzen der Märkte und der natürlichen Ressourcen damit verlangsamt wird. Gleiches gilt auch für die weiterhin mögliche Förderung von Schiffsmodernisierungen. Die auf eine Kapazitätsneutralität gerichteten Förderbedingungen können auch hier nicht verhindern, dass die auf der einen Seite – der nicht kapazitätsrelevanten Investitionen – bewirkten finanziellen Entlastungen auf der anderen Seite wiederum Mittel für kapazitätserweiternde Maßnahmen freisetzen. In Anbetracht der erheblichen Überkapazitäten käme es demgegenüber darauf an, die Mitgliedstaaten rechtsverbindlich und unter ständigen Kontrollen auf eine spürbare Flottenreduktion zu verpflichten und die öffentlichen Zuschüsse der EU und der Mitgliedstaaten nunmehr ausschließlich in den Abbau der überschüssigen Kapazitäten, den Umbau der fischereiabhängigen regionalen Wirtschaftsstrukturen und in die soziale Abfederung und Eingliederung der betroffenen Berufsträger in andere Berufe zu investieren. Dahin gehende Maßnahmen belässt die Reform 2002 jedoch zu weiten Teilen in der Verantwortung der Mitgliedstaaten. Deshalb muss bezweifelt werden, dass die Umstrukturierung nunmehr rascher voran kommt und die Fangkapazitäten nicht auch weiterhin auf überhöhtem Niveau verharren (siehe bereits EU-Kommission, 2002c, S. 14, S. 11 ff.; EU-Kommission, 2001b, S. 11 ff.).

Zentrale Bedeutung kommt zudem der Frage zu, wie die Umstrukturierung in den betroffenen Regionen vorangetrieben, organisiert und finanziert wird. Die EU-Kommission hat dazu in ihrem Aktionsprogramm zur Bewältigung der sozialen, wirtschaftlichen und regionalen Folgen (EU-Kommission, 2001e) einige instruktive und wichtige Empfehlungen gegeben. Sie hat darin zunächst klargestellt, dass einem vergleichsweise geringen Arbeitsplatzverlust (siehe Tz. 237) ganz erhebliche Fördersummen der EU nicht nur aus dem fischereispezifischen FIAF, sondern insbesondere auch aus dem Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) gegenüberstehen. So liegen 80 % der von der Fischerei abhängigen Gebiete in den förderungsberechtigten so genannten Ziel-1- oder Ziel-2-Regionen und EFRE verfügt für den Zeitraum 2000 bis 2006 über 19,2 Mrd. Euro. Aus dem Europäischen Sozialfonds (ESF) werden ferner zahlreiche Vorhaben zur Durchführung von Ausbildungs- und Diversifizierungsmaßnahmen im Sektor Fischerei und Aquakultur mitfinanziert. Dieser Fonds stellt im oben genannten Zeitraum 5 Mrd. Euro zur Verfügung. Weitere Mittel zur Unterstützung der Entwicklung der ländlichen Räume in fischereiabhängigen Gebieten werden aus dem Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) bereitgestellt. Der Fonds umfasst ein Volumen von 50,4 Mrd. Euro für den Zeitraum 2000 bis 2006.

250. Inwieweit diese reichlich vorhandenen Fördermittel für die Umstrukturierung der Fischereien und der von ihnen abhängigen Regionen verwendet werden, liegt überwiegend in den Händen der Mitgliedstaaten. Die Mitgliedstaaten lenken die Mittel indessen – wie die EU-Kommission berichtet (EU-Kommission, 2001e, S. 14) – nur in sehr geringem Umfang in die nachhaltige Ausrichtung der Fischereiwirtschaft und ihrer regionalen Strukturen. Vielmehr stünden die von der Fischereiwirtschaft abhängigen Regionen aufgrund ihres relativ geringen sozioökonomischen Gewichts meistens hintan, wenn die Mitgliedstaaten ihre Förderprogramme erstellen. Insoweit erscheint dringend eine stärkere zentrale Steuerung der Mittelverwendung erforderlich.

Zu Recht weist allerdings die Kommission darauf hin, dass an vorderster Stelle die strikte Mengenbewirtschaftung der Bestände und Fangkapazitäten stehen muss und dass diese Bewirtschaftung, wenn sie mit den erforderlichen Einschnitten durchgesetzt wird, mittelbar auch die Subventionspolitik der Mitgliedstaaten beeinflussen werde. Dennoch sollten zwischenzeitlich denjenigen Regionen, die den Strukturwandel aus eigenem Antrieb betreiben wollen, verstärkt direkte und zielgerichtete Beihilfen gewährt werden. In diesem Zusammenhang ist aus Sicht des Umweltrates auch zu erwägen, ob nicht die fischereiabhängigen Regionen zusammen mit ihren Erzeugergemeinschaften zu einer spezifischen, mehrjährigen, an die Bewirtschaftungspläne anknüpfenden strukturellen Anpassungsplanung veranlasst werden sollten.

251. Sicherlich muss eine künftige, auf den raschen Abbau der Überkapazitäten ausgerichtete Strukturpolitik auch berücksichtigen, dass nicht alle Flotten gleichermaßen zum „Raubbau“ an den marinen Ressourcen beitragen. Das gilt vor allem für die vergleichsweise sehr kleine deutsche Fangflotte, die ihre Quoten regelmäßig gar nicht voll ausschöpft, und europaweit für große Teile der kleinen Küstenfischerei (Schiffe unter 12 m Länge, siehe dazu SRU, 2002a, Tz. 755). Zumeist sind diejenigen Fischereien, die mit vergleichsweise geringer Intensität fischen, wirtschaftlich am wenigsten belastbar. Insoweit

ist in den Bewirtschaftungsplänen und Strukturmaßnahmen differenzierend darauf zu achten, dass nicht am Ende diesen eigentlich „unschädlichen“ Fischereien als Ersten die wirtschaftliche Grundlage entzogen wird. Daher ist es nach Auffassung des Umweltrates zu begrüßen, dass die EU-Kommission den Differenzierungsbedarf bekräftigt und die Mitgliedstaaten zu verstärkten Schutzmaßnahmen beispielsweise dahin gehend aufruft, dass sie den kleinen Küstenfischern die Küstengewässer oder einen festen Prozentsatz des Fischereiaufwands zuteilen (EU-Kommission, 2002e, 5.2, S. 17).

3.1.3.3 Umweltgerechte Bewirtschaftungs- und Ausübungsregelungen

252. Bereits die alte Grundlagenverordnung (EWG) Nr. 3760/92 enthielt Rechtsgrundlagen zur mengenmäßigen Begrenzung der Fänge (Quoten), zur Begrenzung des Grades der Befischung (Fischereiaufwandsbeschränkungen) und zu technischen Maßnahmen wie Schutzgebieten (so genannte Boxen) und Schonzeiten sowie zu Fanggeräten und -methoden und damit ein umfangreiches Bewirtschaftungsinstrumentarium. Ausweislich ihrer Erwägungsgründe und Artikel 2 Abs.1 strebte schon die alte Grundverordnung eine rationelle und verantwortungsvolle Nutzung der lebenden Gewässerressourcen sowie der Aquakultur an, die nicht nur dem Interesse der Fischwirtschaft an einer beständigen Entwicklung, ihren wirtschaftlichen und sozialen Bedingungen und den Interessen der Verbraucher, sondern auch der Erhaltung der Meeresökosysteme Rechnung trägt. Die Fischerei sollte so gesteuert werden, dass für jeden einzelnen Bestand ein Gleichgewicht zwischen den verfügbaren Ressourcen und den Parametern, die die Fischsterblichkeit beeinflussen können, geschaffen wird. In den Zielsetzungen und hinsichtlich der verfügbaren Instrumente entsprach die Verordnung also durchaus den Geboten einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Fischbestände. Die Ziele konnten jedoch – wie oben (Tz. 36 ff., 148 ff.) ausführlich dargelegt – nicht annähernd verwirklicht werden.

253. Die neue Grundverordnung EG Nr. 2371/2002 enthält ein noch deutlicheres Bekenntnis zum Ressourcenschutz. Ziel soll es nunmehr sein, unter ausgewogener Berücksichtigung ökologischer, wirtschaftlicher und sozialer Aspekte für eine nachhaltige Nutzung der lebenden aquatischen Ressourcen und eine umweltverträgliche Aquakultur zu sorgen. Auf der Grundlage solider wissenschaftlicher Gutachten und unter Anwendung des Vorsorgeansatzes soll langfristig der Erhalt der Fischbestände und die Überlebensfähigkeit des Fischereisektors gewährleistet werden. Ferner wird den Bewirtschaftungsmaßnahmen nunmehr ausdrücklich ein ökosystemarer Ansatz dahin gehend zugrunde gelegt, dass auch die „Auswirkungen der Fischerei auf die marinen Ökosysteme auf ein Mindestmaß“ begrenzt werden sollen (Artikel 2 Abs. 1). Damit wird auch ein stärkeres Gewicht auf den Schutz von beeinträchtigten Nicht-Zielarten, insbesondere durch Reduzierung des Beifangs, gelegt. Dieser gesteigerte Schutzanspruch ist allerdings nicht in strengeren Fangmengenbeschränkungen (Abschnitt 3.1.3.3.1) oder Schutzgebietsregelungen (Abschnitt 3.2.3.3.2) zum Ausdruck gekommen, sondern bisher nur in zusätzlichen Anforderungen an die Fangtechniken- und -methoden (Abschnitt 3.2.3.3.3). Im Zentrum der Reform standen außerdem die Überwachungsvorschriften. In der mangelnden Kontrolle wird ein wesentlicher Grund für das bisherige Versagen der GFP gesehen (Abschnitt 3.1.2.3.4).

3.1.3.3.1 Fangquoten und Fischereiaufwandsbeschränkungen

254. Kern des Bewirtschaftungsinstrumentariums sind die durch Einzelverordnungen regelmäßig (bisher jährlich) festzusetzenden Höchstfangmengen (TAC, Tz. 36). Sie waren schon nach der alten Grundlagenverordnung am Ressourcenschutz zu orientieren. Grundlage der Quoten sollten schon nach der bisherigen Rechtslage die wissenschaftlichen Empfehlungen des Internationalen Rates für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) sein. Die wissenschaftlichen Empfehlungen werden vom Wissenschaftlich-Technischen Ausschuss für Fischerei (STECF) für die Zwecke der Gemeinschaft aufgearbeitet (BOOß, 2003, Rn. 50). Dies sowie die jährlich stattfindenden und mit einer Einflussnahme der Fischereilobby verbundenen Verhandlungen des EU-Fischereiministerrates führten regelmäßig dazu, dass die schließlich festgelegten TAC-Quoten teilweise deutlich über den vom ICES empfohlenen Mengen lagen. Für den Kabeljau hatte der ICES bereits Ende 2000 einen mehrjährigen Wiederaufbauplan und eine über mehrere Jahre sehr reduzierte Fischerei gefordert; ohne einen solchen Plan sollte nach Ansicht von ICES schon damals die Fischerei auf Kabeljau ganz eingestellt werden (ICES, 2000). Tatsächlich wurde die TAC-Quote nur um 40 % reduziert und für lediglich zehn Wochen ein Schutzgebiet eingerichtet. Daraufhin verschärfte sich die Situation, der ICES wiederholte seine Forderung auch für das Jahr 2002 mit dem Ergebnis, dass die TAC-Quoten für 2002 im Vergleich zu 2001 sogar noch heraufgesetzt wurden (Verordnung (EG) Nr. 2000/2002 der Kommission, ABl. EG 2002, Nr. L 308, S. 13). Auf eine – bindende – Festsetzung von Bewirtschaftungszielen auf Mehrjahresbasis, wie sie in Artikel 8 Abs. 3 der Verordnung (EWG) Nr. 3760/92 vorgesehen war, konnte beziehungsweise wollte sich der Rat der Europäischen Union nicht einigen. Die Orientierung am Ressourcenschutz blieb also Theorie.

255. Nach der neuen Grundverordnung soll die Festlegung der TAC-Quoten – anders als bisher – nun auf der Basis längerfristiger, mehrjähriger Bewirtschaftungsziele erfolgen. Als grundlegende Neuerung sieht Artikel 5 der Verordnung (EG) Nr. 2371/2002 für Bestände, die sich außerhalb sicherer biologischer Grenzen befinden, die Aufstellung mehrjähriger „Wiederauffüllungspläne“ vor. Diese können eine erhebliche Reduzierung des Fischereiaufwandes notwendig machen. Für Fischereien, die Bestände befischen, welche sich an der Schwelle oder innerhalb sicherer biologischer Grenzen befinden, sollen nach Artikel 6 – „soweit notwendig“ – mehrjährige Bewirtschaftungspläne aufgestellt werden, um die Bestände innerhalb sicherer biologischer Grenzen zu erhalten. Der Begriff der „Notwendigkeit“ wird dabei nicht näher

erläutert. Die mehrjährigen Pläne sollen Zielvorgaben für die nachhaltige Nutzung der betreffenden Bestände und Regeln für die Berechnung der jährlichen Fang- und/oder Aufwandsbeschränkungen aufstellen. Dabei ist den von einschlägigen wissenschaftlichen Gremien empfohlenen Grenzreferenzwerten „Rechnung zu tragen". Fischereiaufwandsbeschränkungen können in Begrenzungen der auf See verbrachten Zeit und der Zahl, Größe und Stärke der in einem Gebiet fischenden Schiffe bestehen.

256. Die Einführung mehrjähriger Wiederauffüllungs- und Bewirtschaftungspläne ist grundsätzlich zu begrüßen. Damit kann das alljährliche „Quotengeschacher" beendet werden. Die Erhaltungs- und Wiederaufbauziele können langfristig verbindlich gemacht und diesen verbindlichen Vorgaben kann auch nicht mehr mit der Hoffnung auf einen „Jahrhundertjahrgang" entgegnet werden (HUBOLD, 2003, S. 341). Vor dem Hintergrund der bisherigen Erfahrungen und Erkenntnisse stellt sich jedoch die Frage, ob und wie diese Vorgaben in die Praxis umgesetzt werden. Denn bereits die alte Verordnung (EWG) Nr. 3670/92 sah in Artikel 8 Abs. 3 die Möglichkeit der Festsetzung von Bewirtschaftungszielen auf Mehrjahresbasis vor, wohingegen der Rat der Europäischen Union trotz offensichtlicher Bedrohung vieler Bestände unbeirrt an seiner Praxis der jährlichen Festlegung von TAC-Quoten festhielt. Die neue Grundverordnung ist im Hinblick auf das Erfordernis mehrjähriger Bewirtschaftungspläne zwar strenger formuliert als die Vorläuferverordnung, gleichwohl werden derartige Pläne nach wie vor nicht zwingend gefordert, vielmehr wird mit der vagen Formulierung „soweit notwendig" ein erheblicher Interpretationsspielraum eröffnet. Hinzu kommt, dass auch die alte Grundverordnung für die Festlegung der TAC-Quoten auf die Empfehlungen einschlägiger wissenschaftlicher Gremien abstellte mit dem geschilderten Ergebnis, dass die Empfehlungen des ICES regelmäßig nicht befolgt wurden. Daran scheint sich nichts geändert zu haben: Im Oktober 2002 hatte der ICES die komplette Schließung der Kabeljaufischerei in der Nordsee empfohlen, die EU-Kommission wollte eine 66%ige Reduzierung des TAC (EU-Kommission, 2002f), der Rat der EU einigte sich lediglich auf Reduzierung um 45 % (Verordnung (EG) Nr. 2341/2002 des Rates vom 20. Dezember 2002; Tabelle 3-2).

Die Festsetzungen des Rates der Europäischen Union stehen offensichtlich im Widerspruch zu den Nachhaltigkeitsforderungen der Verordnung (EG) Nr. 2371/2002. Letzteren kann vor dem Hintergrund der vollkommen unzureichenden Fangmengenbeschränkungen auch nicht durch die ergänzenden, provisorischen Fischereiaufwandsbeschränkungen genügt werden. Anhang XVII der Verordnung 2341/2002 sieht zum Schutz der Kabeljaubestände für Fischereifahrzeuge mit einer Länge ab 10 m eine je nach verwendetem Fanggerät variierende Begrenzung der monatlichen Fangtage vor, an denen die Schiffe ihre Häfen verlassen dürfen. Diese Aufwandsbeschränkungen sind indessen nicht so bemessen, dass sie eine Erholung der Bestände auf einem Niveau innerhalb biologisch sicherer Grenzen gewährleisten. Da sie lediglich auf das verwendete Fanggerät, nicht aber auf die tatsächliche Fangkapazität der Fahrzeuge abstellen, ist diese Art der Aufwandsbeschränkung auch nicht geeignet, den Fangaufwand hinreichend präzise auf einem nachhaltigen Niveau zu fixieren. Dies hat der Rat der Europäischen Union allerdings auch gesehen und daher parallel die Kommission dazu aufgefordert, einen definitiven Wiederauffüllungsplan für Kabeljau zur Ersetzung der durch die TAC- und Quotenverordnung (EG) Nr. 2341/2002 eingeführten Maßnahmen zu erarbeiten.

257. Dem Aufruf des Rates entsprechend hat die Kommission inzwischen einen Vorschlag für eine „Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung der Kabeljaubestände" vorgelegt (EU-Kommission, 2003a). Kern dieses Vorschlags sind Bestandsziel- und Bestandsmindestgrößen sowie Höchstwerte der fischereilichen Sterblichkeit für die vier Gebiete Kattegat, Nordsee/Skagerrak/östlicher Ärmelkanal, westlich von Schottland und Irische See. An diese Werte anknüpfend schlägt die Kommission Grundregeln zum einen für die Festsetzung der TAC-Quoten und zum anderen für die Beschränkung des Fangaufwands vor. Nach den Regeln zur TAC-Festlegung sollen die TAC bis zur Erreichung des Bestandszielwertes so festgelegt werden, dass die Bestände in dem betreffenden Jahr nach Einschätzung des STECF und unter Be-

Tabelle 3-2

Fangquoten 2003 für Kabeljau und weitere Grundfischarten in der Nordsee; Moratorium des ICES, Beschränkungsempfehlungen der EU-Kommission und die vom Rat der EU schließlich festgesetzten Quoten

	ICES	EU-Kommission	Rat der EU-TAC
Kabeljau	vollständiges Fangverbot	*– 66 %*	*– 45 %*
Schellfisch		*– 70 %*	*– 50 %*
Wittling		*– 76 %*	*– 60 %*
Scholle		*– 17 %*	*– 5 %*

SRU/SG 2004/Tabelle 3-2

rücksichtigung des jüngsten ICES-Berichts um 30 % zunehmen werden, wobei allerdings – zur Vermeidung von wirtschaftlich unkalkulierbaren Kontinuitätsbrüchen – die TAC von der Quote des Vorjahres um höchstens 15 % abweichen darf. Letzteres soll jedoch nur insoweit gelten, wie nicht aufgrund der begrenzten Quoten-Absenkung eine Unterschreitung der Bestandsmindestgrößen zu befürchten ist. Werden die Mindestbestandgrößen unterschritten, so ist eine TAC festzusetzen, die erwarten lässt, dass am Ende des Jahres, diese Bestandsgrößen wieder erreicht werden.

Das vorgeschlagene System der Fischereiaufwandsbeschränkung soll so funktionieren, dass zunächst der bisherige Gesamtfischereiaufwand aller Fischfahrzeuge, die Kabeljau fangen, in „Kilowatt-Tagen“ berechnet wird, um auf dieser Basis die der festgelegten TAC entsprechende Reduzierung des Fischereiaufwands zu bestimmen. Diese Reduzierung soll sodann nach dem Anteil der Mitgliedstaaten an den Gesamtanlandungen von Kabeljau in der Gemeinschaft auf die Mitgliedstaaten verteilt werden. Die Mitgliedstaaten können dann den ihnen jeweils zugeteilten Fischereiaufwand unter ihren Fischereibetrieben verteilen. Die zugeteilten „Kilowatt-Tage“ sollen zwischen den Fischereifahrzeugen übertragbar sein, nicht jedoch von einem Fanggebiet auf ein anderes.

Im Ausschuss für Fischerei des Europäischen Parlaments ist an diesen Vorschlägen kritisiert worden, dass mögliche technische Maßnahmen zur Schonung des Kabeljau insbesondere beim Fang anderer Grundfischarten nicht berücksichtigt würden und es ist ein Änderungsvorschlag dahin gehend unterbreitet worden, dass gegebenenfalls die Fangquoten und Fangaufwandsbeschränkungen gelockert werden sollen, soweit sie aufgrund verbesserter Fangtechniken obsolet werden (Europäisches Parlament, 2003). Weitere Ergänzungsvorschläge zielen auf die Beobachtung der sozioökonomischen Auswirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen und die Ermittlung der besonderen Effekte der Industriefischerei, auf die Revision der Fanggebietsabgrenzungen sowie auf die verbesserte Durchsetzung durch lückenlose Satellitenüberwachung.

Nach Ansicht des Umweltrates bringt der Vorschlag der Kommission wichtige Fortschritte. Zwar folgt die Grundregel des Vorschlags, dass die Fangmengen- und die Fangaufwandsbeschränkungen die Erhaltung der Bestände in nachhaltigen, biologisch sicheren Größenordnungen gewährleisten sollen, bereits – wenngleich nur abstrakt – aus der neuen Grundverordnung. Ein wesentlicher Fortschritt des Kommissionsvorschlags sind jedoch die konkreten Bestandsmindest- und Zielwerte sowie die Höchstwerte zur fischereilichen Sterblichkeit. Damit erhielte die Nachhaltigkeitsforderung der Grundverordnung eine präzise, transparente und plausible Berechnungsbasis, wenn auch nur für die Kabeljaubestände. Ferner erscheinen dem Umweltrat auch die Regeln zur Quotenberechnung plausibel. Allerdings liegt danach eine große Verantwortung bei dem STECF, dem die Kommission gewissermaßen einen Beurteilungsvorrang gegenüber dem ICES einräumt.

Hinsichtlich der Regelungen zur Fangaufwandsbeschränkung überzeugt die rechnerische Anknüpfung an die – entsprechend der Bestandsziel- und Mindestgrößen festgesetzten – TAC-Quoten. Zudem ermöglicht die Einheit „Kilowatt-Tage“ durch die Einbeziehung der Maschinenleistung als maßgeblichen Kapazitätsfaktor eine realitätsnähere Berechnung des entsprechenden Fangaufwands als die derzeit verwendete Einheit „Fangtag auf See“.

Alles in allem bietet der Kommissionsvorschlag ein deutlich konsistenteres Bewirtschaftungssystem als die bisherigen Maßnahmen der Grundverordnung. Die vom Parlamentsausschuss gewünschte Einbeziehung technischer Alternativen erscheint dem Umweltrat dagegen als eine unnötige Aufweichung und Komplizierung, zumal die zumutbaren fangtechnischen Möglichkeiten zur Bestandsschonung ohnehin verbindlich vorgeschrieben werden sollten und dann *a priori* bei der rechnerischen Ableitung der Fangaufwandsbeschränkungen aus den TAC berücksichtigt werden können und müssen. Entscheidend bleibt vielmehr, dass der Rat nun ein solches konsistentes Bewirtschaftungsregime endlich in Kraft setzt und anschließend konsequent vollzieht. Dies gilt prinzipiell für alle fischereilich bedrohten Bestände. Um die Bewirtschaftung aus dem Fischereiministerrat stärker in eine weniger politisch dominierte Vollzugsdimension zu überführen, wäre im Übrigen eine Delegation der Quoten- und Aufwandsfestsetzung auf die Kommission – über ihre derzeitige Eilkompetenz für kurzfristige Erhaltungsmaßnahmen hinausgehend – sicherlich hilfreich und wünschenswert. Wenn unter den Rahmenbedingungen des Kommissionsvorschlags die maßgeblichen Bewirtschaftungsentscheidungen nach festen Regeln aus den aktuellen wissenschaftlichen Daten und Prognosen des STEFC und des ICES abzuleiten wären, erscheint eine dahin gehende Delegation auch durchaus zulässig und vertretbar.

3.1.3.3.2 Gebietsbezogene Fangbeschränkungen und -verbote

258. In Anbetracht des Versagens der Fangmengenbeschränkungen werden immer größere Hoffnungen in das Instrument der Schutzgebiete und befristete örtliche Fangverbote beziehungsweise -beschränkungen (so genannte Boxen) gesetzt. Planvolle, gebietsbezogene Beschränkungen der Fischerei erscheinen auch als besonders geeignet, die für die Reproduktion der Bestände oder Meeresökologie besonders wichtigen Regionen (insbesondere Laichgebiete) gegen störende Formen der Fischerei zu schützen (HUBOLD, 2003, S. 341 f.). Hinsichtlich dieses Ansatzes der raumplanerischen Feinsteuerung bleibt allerdings auch die neue Grundverordnung sehr zurückhaltend. Zwar zählt zu den in der Grundverordnung genannten Bewirtschaftungsinstrumenten – wie schon erwähnt – auch die Festlegung von Schutzgebieten und gebietsbezogenen Schonzeiten (Artikel 4 Abs. 2 g lit. ii). Die Grundverordnung zwingt damit jedoch in keiner Weise dazu, die Erforderlichkeit solcher gebietsbezogener Beschränkungen zu prüfen und gegebenenfalls entsprechende Regelungen zu treffen. Vielmehr wird dieses Instrument lediglich als eine der unterschiedlichen möglichen Bewirtschaftungsmaßnahmen erwähnt, die der Rat der Europäischen Union in Zukunft ergreifen könnte, so

wie er es zum Beispiel mit der unmittelbar in der Grundverordnung verankerten so genannten „Shetland-Box“ getan hat. Auch im Rahmen der Wiederauffüllungs- und Bewirtschaftungspläne bleibt der Gebietsschutz nur ein optionales Instrument. Ein Auftrag und eine Ermächtigung an die EU-Kommission, nach Maßgabe wissenschaftlich begründeter Erforderlichkeiten ein Gesamtkonzept für Schutz- und Schonzeiten zu entwickeln oder gar selbst festzulegen, fehlen. Die EU-Kommission kann Schutzgebiete und Schonzeiten im Rahmen der ihr bereits durch die alte Grundverordnung eingeführten „Notzuständigkeit“ (Artikel 7 der neuen Grundverordnung) lediglich für einen eng befristeten Zeitraum von sechs, längstens zwölf Monaten festsetzen.

Zwischenzeitlich konnte die EU-Kommission den Rat dazu bewegen, den Fischereiaufwand durch eine befristete Beschränkung der Fangtage auf See zu vermindern. Nach entsprechenden Verordnungsregelungen (siehe VO (EG) Nr. 671/2003 des Rates) durften besonders bedrohte Bestände nur noch in einer bestimmten Anzahl von Tagen befischt werden (z. B. neun Fangtage pro Monat für Kabeljaufischer auf der Nordsee). Dass Beschränkungen solcher Art geeignet sind, die betroffenen Bestände spürbar zu entlasten, wird allerdings in Anbetracht der beträchtlichen Flotten-Überkapazitäten und mit dem Hinweis auf Erfahrungen aus den USA bezweifelt. Dort gelang es der Fischerei auf den pazifischen Heilbutt, den Gesamtfang eines Jahres innerhalb von wenigen Tagen anzulanden (HUBOLD, 2003, S. 341).

3.1.3.3.3 Maßnahmen zur Verminderung der Beifänge und zum Schutz des Meeresbodens

259. Im Zentrum der Anforderungen an Fangtechnik und Methoden steht die Verminderung der Beifänge und Rückwürfe (siehe Tz. 40 ff., 152). Als technische Maßnahmen zur Erhaltung der Fischbestände sind in der Verordnung (EG) Nr 894/97 Regelungen über Netze und ihre Verwendung, insbesondere auch Mindestmaschenöffnungen und Mindestgrößen der anzulandenden Fische vorgesehen. Das Fischen mit Ringwaden und Schleppnetzen ist beispielsweise durch diese Verordnung stark eingeschränkt und die Treibnetzfischerei ab einer Länge des Treibnetzes von 2,5 km untersagt worden.

Wenngleich diese Regelungen gegenüber der seinerzeit bestehenden Praxis durchaus eine relevante Verbesserung gebracht haben, ist aus heutiger Sicht festzustellen, dass sie keineswegs genügen, um die besonders schädlichen Beifänge auf ein vertretbares, mit dem Nachhaltigkeitsziel vereinbares Maß zu reduzieren (siehe Tz. 40 ff., 152). Aus der Mitteilung der Kommission über einen „Aktionsplan der Gemeinschaft zur Einschränkung der Rückwürfe beim Fischfang“ (EU-Kommission, 2002d) geht hervor, dass noch eine Reihe von weiteren Maßnahmen ergriffen werden kann, um zu einer merklichen Reduktion der Beifänge und Rückwürfe zu kommen. Im Rahmen der mehrjährigen Bewirtschaftungsverfahren soll nach Auffassung der Kommission Folgendes erwogen werden:

- die Einführung einer Vorschrift, nach der Fanggründe verlassen werden sollten, sobald große Mengen an Jungfisch-Beifängen anfallen;
- Bestimmungen, die den Handelswert derzeit wenig marktgängiger Arten steigen lassen;
- Maßnahmen, die durch TAC-Quoten verursachte Rückwürfe einschränken sollen, wie zum Beispiel Einbeziehung der Beifänge in die Quoten;
- Pilotvorhaben, bei denen neue Fangpraktiken mit weniger oder gar keinen Rückwürfen getestet werden;
- verbesserte technische Maßnahmen einschließlich verbesserter Netzkonstruktionen;
- Ausweitung von Schongebieten und Schonzeiten;
- Überprüfung der Mindestanlandegrößen und
- vorbehaltlich genauerer Prüfung die Einführung eines Rückwurfverbots ab 2005.

In ihrer Mitteilung zeigt die EU-Kommission allerdings auch Schwierigkeiten und negative Nebenwirkungen einiger dieser Maßnahmen auf. So wird einer an sich sinnvoll erscheinenden Marktförderung für Beifänge entgegengehalten, dass dadurch zwar die Vernichtung nutzbarer Ressourcen vermieden, andererseits aber wiederum Anreize gesetzt würden, noch mehr Beifänge zu erzielen. Dass Beifänge gewissermaßen honoriert werden, wird auch ihrer Einbeziehung in entsprechend erweiterte Quoten entgegengehalten. Das wäre im Übrigen auch nur dann sinnvoll, wenn man – dem Beispiel Norwegens folgend – ein völliges Rückwurfverbot einführen würde. Die Kommission bezweifelt aber, dass ein solches Verbot vollziehbar wäre; es sei sehr einfach zu umgehen.

260. Nach den Erwägungen der EU-Kommission bestehen jedoch keine Zweifel daran, dass es geboten ist, noch größere Maschenweiten als bisher und, je nach Zielart und Fanggerät, Scheuchvorrichtungen und Fluchtfenster zwingend vorzuschreiben. Der Umweltrat hält es ferner trotz der erwähnten Zweifel für sachgerecht und im Hinblick auf die Kontrollprobleme jedenfalls für unschädlich, alsbald ein striktes Rückwurfverbot beziehungsweise einen Zwang zur Anlandung aller Beifänge einzuführen und den TAC entsprechend zu flexibilisieren. Die dem herkömmlichen Reglement zugrunde liegende Annahme, dass die Fischer in Anbetracht des Anlandungsverbotes auf eine Verminderung der Beifänge achten und Gebiete mit hohem Jungfischaufkommen meiden würden, hat sich unter der heutigen Rahmenbedingung einer bis zu 40%igen Flottenüberkapazität als unrealistisch erwiesen. Wenn die Beifänge angelandet und je nach Möglichkeit verwendet würden, würden diese Ressourcen nicht gänzlich verschwendet, Forschung und Verwaltung erhielten besseren Aufschluss über Mengen und Zusammensetzung der Beifänge und eine Grundlage für weitere Entwicklungen und Regelungen zu deren Minimierung. Zweifellos muss eine Pflicht zur Anlandung der Beifänge wegen der gegebenen Umgehungsmöglichkeiten durch effektive Kontrollen und harte Sanktionen für Zuwiderhandlungen flankiert werden. Im Übrigen ist bei

allen technischen und die Fangmethoden betreffenden Lösungsansätzen zu bedenken, dass sie nur dann zum Ziel führen können, wenn auch die Einhaltung sichergestellt wird. Daran mangelte es in der Vergangenheit jedoch ganz besonders.

3.1.3.3.4 Überwachung – Vollzug

261. Einem aktuellen Bericht der EU-Kommission zufolge wurden in 2001 in den Mitgliedstaaten 8 139 Verstöße gegen Regeln der GFP festgestellt. Das bedeutet eine Steigerung von 12 % gegenüber 2000. Die Verstöße bestanden vor allem im Fischen ohne Fanglizenz oder in Verbotszonen, aber etwa auch in der Behinderung der Arbeit der Fischerei-Inspektoren (EU-Kommission, Presseerklärung IP/02/1805 vom 5. Dezember. 2002).

Die Kontrolle sämtlicher vorgenannter Ausübungsregeln ist bisher durch die Kontrollverordnung (EWG) Nr. 2847/93 geregelt worden. Danach galt im Kern, dass die Mitgliedstaaten für die Kontrolle der Schiffe unter ihrer Flagge sowie für Schiffe anderer Mitgliedstaaten und von Drittstaaten in ihren Gewässern verantwortlich sind. Sie sollen im Rahmen einer gemeinsamen Fischereiaufsicht kooperieren. Daneben verfügt die Kommission über eine – im Verhältnis zur Größe der Flotte viel zu geringe – Anzahl von gegenwärtig 25 Fischerei-Inspektoren. Sanktionen bei festgestellten Verstößen können sowohl den Mitgliedstaat selbst durch eine Kürzung der Quote desselben oder eines anderen Bestandes im folgenden Jahr wie auch den einzelnen Fischer etwa durch Entzug der Fanglizenz treffen.

In Anbetracht der noch stetig zunehmenden Vielzahl der Verstöße ist es offenkundig, dass die bisherige Überwachungspraxis nicht ausreicht, um die Umsetzung der GFP sicherzustellen (HUBOLD, 2003, S. 341). Das hat auch die EU-Kommission in ihrer Mitteilung über die Reform der Fischereipolitik besonders betont und Neuregelungsvorschläge zur Verbesserung des Vollzugs unterbreitet (EU-Kommission, 2002g, S. 13 f.).

Daran anknüpfend hat der Rat der Europäischen Union in der neuen Grundverordnung einen wesentlichen Akzent auf die Verbesserung des Kontrollsystems gelegt. Den Mitgliedstaaten werden dazu weitergehende Kontrollbefugnisse nunmehr auch in den AWZ anderer Mitgliedstaaten eingeräumt. Die satellitengestützte Ortung wird schrittweise ausgebaut. Zahlreiche Bestimmungen zielen auf eine stärkere Kooperation der Mitgliedstaaten untereinander sowie mit der Kommission, die durch eigene Inspekteure an dem gemeinsamen Kontrollsystem beteiligt ist. Ferner werden die Mitgliedstaaten verpflichtet, strenge Strafvorschriften zu erlassen und anzuwenden, die geeignet sind, von Verstößen gegen die Bewirtschaftungsregeln abzuschrecken. Das ist gegenwärtig weithin noch nicht der Fall. Beispielsweise variierte die Geldstrafe für das Fischen ohne Fanglizenz zwischen 367 Euro und 84 Euro, wenn es denn überhaupt geahndet wurde (vgl. die Presseerklärung der EU-Kommission IP/02/1805 vom 5. Dezember 2002). Nicht zuletzt wird die Kommission in ihrer Aufsicht über die Mitgliedstaaten gestärkt. Sie erhält dazu das Recht, durch eigenes Personal Inspektionen und Audits durchzuführen, um in regelmäßigen Abständen den Vollzug durch die Mitgliedstaaten zu evaluieren.

262. Im März 2003 hat schließlich die EU-Kommission ihren Aktionsplan für eine „wirksame Durchführung der GFP“ veröffentlicht (EU-Kommission, 2003b) und darin noch deutlich weitergehende Schritte zur Verbesserung des Vollzugs angekündigt. Im Rahmen einer gemeinschaftlichen Überwachungsstrategie sollen die einzelstaatlichen Kontrollmittel wirksamer eingesetzt werden, indem

– die verfügbaren Mittel vorrangig für ausgewählte, besondere Fischereien oder Bestände eingesetzt,

– spezifische Kontrollprogramme für diese Fischereien und Bestände erarbeitet und deren Vollzug transparent gemacht,

– besondere Koordinatoren zur Abstimmung der Mitgliedstaaten eingesetzt sowie

– die Erfolge der Durchführung von spezifischen Kontrollprogrammen regelmäßig überprüft werden.

Mittelfristig soll nach dem Aktionsplan eine neue gemeinsame Aufsichtsbehörde (EU-Fischereiaufsichtsbehörde – EUFA) geschaffen werden, die die Kontrollmittel der Mitgliedstaaten zusammenfasst und unter einem Dach eigenverantwortlich koordiniert. Sie soll die operative Kontroll- und Einsatzplanung sowie die Zusammenstellung von multinationalen Inspektorenteams leiten.

3.1.3.3.5 Wirkungsdefizite der Bewirtschaftungs- und Ausübungsregelungen der Gemeinsamen Fischereipolitik

263. Die Erfahrungen mit der Festlegung von Höchstfangmengen (TAC), technischen Vorschriften für die Fangtechnik, befristeten örtlichen Fangverboten beziehungsweise Beschränkungen (Schutzgebiete), die wenig erfolgreichen Bemühungen zur Beschränkung der Fangkapazitäten und die erheblichen Kontrolldefizite zeigen, dass diese Instrumente zur Gewährleistung einer dauerhaft umweltgerechten, sozioökonomisch nachhaltigen Bewirtschaftung der Meere allein nicht ausreichen. Weil diese Instrumente zumeist nur an den Symptomen der Überfischung ansetzen, fehlt ihnen das Potenzial, bei den fischereiwirtschaftlichen Akteuren langfristige Anreize für eine nachhaltige Meeresbewirtschaftung aufzubauen.

Die Politik des freien Marktzugangs ermöglicht in ihrer gegenwärtigen Praxis zwar einem europaweiten Wettbewerb um den Absatz von Fischereiprodukten, induziert jedoch gleichzeitig eine ruinöse Konkurrenz um die knapper werdenden Fischbestände. Eine Reduzierung der Fangmenge eines einzelnen Fischereiunternehmens trägt unter diesen Bedingungen nicht zur Bestandserholung bei, sondern führt zur Ausdehnung der Fangaktivitäten der Konkurrenten. Der Schonung der Bestände stehen einzelwirtschaftlich keine adäquaten zukünftigen Erträge gegenüber. In diesem Wettbewerb sind die Fischereiunternehmen häufig gezwungen, durch eine immer weitere Intensivierung der Fangaktivitäten den Ausbau der

Fangkapazitäten und die Optimierung der Fangtechnik ihren Anteil an den verbleibenden Fischbeständen kurzfristig zu maximieren. Ein Anreiz zur langfristigen Wertmaximierung der Fischereibestände, durch Fangmengen die eine dauerhafte Bestandssicherung der Fischpopulationen gewährleisten, besteht dagegen nicht. Ökologische Schäden und gesellschaftliche Verluste sind die Folge: die Gefährdung mariner Ökosysteme, sinkende Fangmengen, Einkommensverluste der Fischer sowie ein ineffizienter Ressourcenaufwand durch die Überkapitalisierung der Fangflotten und einen exzessiven Arbeitseinsatz. Die Subventionspolitik im Rahmen der GFP hat diesen Prozess durch die Förderung des Kapazitätsausbaus der Fischereiwirtschaft über viele Jahre zusätzlich vorangetrieben. Auch wenn die Förderung heute vor allem auf eine Reduzierung der wirtschaftlichen Härten bei sinkenden Fangmengen abstellt, trägt sie in vielen Fällen noch immer zu einer Intensivierung dieser Probleme bei (Tz. 248 ff.).

Intensivere Kontrollmaßnahmen könnten eine Überschreitung der Höchstfangmengen und den Einsatz der oftmals wenig bestandsschonenden, beifangintensiven Fangtechniken zwar reduzieren, die negativen Anreizeffekte der Konkurrenz um die „Common-Pool-Ressource“ Fisch bleiben jedoch erhalten. Befristete Fangverbote beziehungsweise räumliche Fangbeschränkungen bieten ebenfalls keine dauerhafte Garantie für eine nachhaltige Bestandspflege, weil der Anreiz zur Fangmaximierung außerhalb der Befristung und jenseits der geschützten Gebiete oft ungebrochen ist (SANCHIRICO, 2000, S. 8). Bestrebungen in der Vergangenheit zur Beschränkung des Fangaufwandes durch eine Fixierung von Art und Anzahl der Fangschiffe wurden häufig durch eine Modernisierung der Fangkapazitäten kompensiert. Dieser Anreiz bleibt auch unter den Bemühungen zur Kapazitätsreduzierung im Rahmen der aktuellen Bewirtschaftungs- und Ausübungsregeln bestehen, unter denen die Fangkapazitäten in der Regel lediglich nach der Schiffgröße (BRZ) und der Maschinenleistung (kW) bemessen werden. Angesichts des hohen wirtschaftlichen Drucks, den maximalen Anteil der Bestände vor der Schließung der Fischerei nach Ausschöpfung der nationalen Höchstfangmengen (TAC) zu vereinnahmen, bleibt vielen Fischern oft wenig Spielraum für die Anwendung schonender Fangmethoden zur Reduzierung des Beifangs von geringwertigen Exemplaren der Zielarten und wirtschaftlich schwer verwertbaren Nichtzielarten.

Schließlich befindet sich die nationale Fischereikontrolle in einer analogen Konfliktsituation. Strikte nationale Kontrollen haben unter den Bedingungen des europaweiten Wettbewerbs um die Fischbestände kurzfristig nachteilige Folgen für die nationale Fischereiwirtschaft, weil die Bestandsschonung bei nachlässiger Kontrolle anderer EU-Mitgliedstaaten lediglich zu Verlusten der Marktanteile inländischer Fischereiunternehmen führt. Zum Schutz der nationalen Fischerei hat jedes Mitgliedsland einen Anreiz, unkontrollierte Fangaktivitäten zulasten anderer EU-Staaten zu tolerieren (JENSEN, 1999, S. 66).

Nach Ansicht des Umweltrates lässt die europäische Fischereipolitik noch immer keine klare Lösungsstrategie für diese grundlegenden Wirkungsdefizite erkennen. Der Abbau dieser Probleme bedarf grundlegender Veränderungen der fischereiwirtschaftlichen Marktordnung. Lösungsalternativen für eine effiziente Fischereiwirtschaft mit langfristigen Bestandsschutzanreizen werden im Abschnitt 3.1.5 dieses Gutachtens ausführlicher diskutiert.

3.1.3.4 Das außergemeinschaftliche Fischereiregime

264. Um ihrer enormen Flotte weitere Fanggründe zu eröffnen, erschließt sich die Gemeinschaft in zunehmendem Maße durch Fischereiabkommen außergemeinschaftliche Gewässer. Die Bestandspflege in den Gemeinschaftsgewässern darf indessen nicht dazu führen, dass nunmehr außergemeinschaftliche Gewässer überfischt werden. Daher muss durch entsprechende gemeinschaftsrechtliche Regelungen sichergestellt werden, dass in den Fischereiabkommen selbst, aber auch bei deren anschließendem Vollzug die Erfordernisse einer nachhaltigen, umweltverträglichen Fischereiwirtschaft Beachtung finden. Dahin gehen auch die Verlautbarungen der EU-Kommission in ihrem Grünbuch „Zur Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik“ (EU-Kommission, 2001b, S. 39 ff.) und in der Mitteilung über die Reform derselben (EU-Kommission, 2002g, S. 15). Indessen wird es schwer fallen, die Bedingungen einer dauerhaften Fischereipolitik von Dritten Ländern abzufordern, solange die Gemeinschaft sie selbst nicht einhält. Die Ernsthaftigkeit der Zielsetzungen steht im Übrigen auch solange infrage, wie die Ratifizierung des Straddling-Stocks-Abkommens noch aussteht. Nach Inkrafttreten des Übereinkommens wären für die externen Fischereiaktivitäten der Gemeinschaft jedenfalls an den Grenzen zur oder auf der Hohen See die strengen Vorsorge- beziehungsweise Bewirtschaftungsregelungen des Straddling-Stocks-Abkommens zu beachten (Tz. 242).

3.1.3.5 Bewertung der Gemeinsamen Fischereipolitik

265. Bilanzierend ist festzuhalten, dass die geltenden Regelwerke zur GFP inzwischen – trotz mancher Verbesserungsmöglichkeiten im Detail – anspruchsvolle Ziele normieren und durchaus die wesentlichen Instrumente für eine nachhaltige Fischereiwirtschaft bereithalten. Ihre Anwendung bleibt jedoch zu weiten Teilen ins Ermessen des Rates der EU, der EU-Kommission oder der EU-Mitgliedstaaten gestellt. Die zentralen Entscheidungen über langfristige Bewirtschaftungspläne, Schutzgebiete und insbesondere Fangmengenbegrenzungen bleiben nach wie vor konkretisierenden Umsetzungsentscheidungen des Rates vorbehalten. In diesen Umsetzungsentscheidungen hat der Rat bisher jedoch regelmäßig kurzfristigen wirtschaftlichen Begehrlichkeiten der Fischereinationen nachgegeben und ist damit weit hinter die proklamierten Schutz- und Erhaltungsziele zurückgefallen. Die weiten Spielräume, die sich der Rat auch mit der neuen Grundverordnung vorbehalten hat, und die – wiederum weit oberhalb der von ICES empfohlenen Fangmengen festgelegten – TAC-Quoten deuten darauf hin, dass der erforderliche Paradigmenwechsel weg von der öffentlich finanzierten Überfischung hin zu einer ressour-

cen- und nachfrageadäquaten Strukturpolitik immer noch auf massive politische Widerstände insbesondere aus den „Fischereinationen“ stößt.

266. Gegenüber diesen Widerständen gilt es aus der Sicht des Umweltrates nunmehr im Sinne der vorstehend erörterten Erfordernisse des Fischbestände- und Meeresumweltschutzes wesentlich konsequenter auf Folgendes hinzuwirken:

– Strenger Ressourcenansatz: Die Erhaltung der Bestände muss gegenüber kurzfristigen wirtschaftlichen Erwägungen endlich eindeutigen Vorrang erhalten. Für alle Ziele, die die Grundverordnung für die GFP anführt, ist die Erhaltung beziehungsweise Wiederherstellung biologisch sicherer Bestandsgrößen eine zwingend notwendige Bedingung. Das gilt auch für die sozialpolitische Zielsetzung, den im Fischereisektor beschäftigten Menschen einen akzeptablen Lebensstandard zu sichern. Jede Überschreitung langfristig erzielbarer Erträge führt zwangsläufig zu überproportionalen Ertragsverlusten und damit auch zu Verlusten im Lebensstandard in der Folgezeit. Für die kurzfristigen wirtschaftlichen Erwägungen, die dem völlig überdimensionierten Sektor von Monat zu Monat noch eben gerade über die Runden helfen sollen, gibt es keinen vernünftigen Grund und in der GFP auch keinerlei rechtliche Grundlage.

– Schutz der mittelbar betroffenen Meeresumwelt: Die GFP muss außerdem über die Erhaltung der Zielarten hinausgehend den Erfordernissen von Artikel 6 EG und Artikel 174 EG uneingeschränkt Rechnung tragen, indem sie auch die mittelbar betroffene Meeresumwelt als Schutzgut anerkennt. Die auf den Schutz der marinen Ökosysteme insgesamt erweiterte Zielsetzung der neuen Grundverordnung gilt es zügig in die Praxis umzusetzen. Der Verhaltenskodex der Welternährungsorganisation (FAO) für verantwortungsvolle Fischerei sollte bei der konkreten Anwendung des Vorsorgeprinzips eine entscheidende Rolle spielen (siehe Tz. 243).

– Beendigung der Subventionen: Der Bau neuer Schiffe darf nicht mehr durch die Gemeinschaft oder die Mitgliedstaaten gefördert werden. Auch Subventionen, die nur mittelbar zum Erhalt der Überkapazitäten beitragen, sollten eingestellt werden. Die Mittel sollten ausschließlich für die zur Schrumpfung des Sektors erforderlichen, sozioökonomischen Maßnahmen, gegebenenfalls aber auch zur Stützung solcher Fischereien oder Erzeugergemeinschaften verwendet werden, die bereits den Erfordernissen der nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung Rechnung tragen.

– Effektive Fangquoten entsprechend den wissenschaftlichen Empfehlungen des ICES: Statt jährlich neu auszuhandelnder Fangquoten sollten mehrjährige Fangmengenbeschränkungen im Rahmen der Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllungspläne für alle relevanten Bestände *zwingendes* Erfordernis werden. Die besten verfügbaren wissenschaftlichen Prognosen (des ICES) zur Belastbarkeit der Bestände müssen dafür das alleinige Kriterium sein. Es sollte auch erwogen werden, die Quoten flexibler und gegebenenfalls als zwischen den Mitgliedstaaten handelbar auszugestalten.

– Schutzgebietsnetz: Für Nord- und Ostsee sollte eine gesamtheitliche Schutzgebietskonzeption erarbeitet werden, um spezifische dauerhafte oder zeitweilige Beschränkungen der Fischerei unter Berücksichtigung der jeweiligen regionalen Bedeutung für den Bestandserhalt, die sonstige Meeresumwelt sowie anderweitige Nutzungsansprüche adäquat festzulegen.

– Ausübungsregeln zur Verminderung von Beifängen und Rückwürfen: Die Beifänge sollten weiter vermindert werden, indem – soweit dies sachgerecht ist – größere Maschenöffnungen, sowie Scheuchvorrichtungen und Fluchtfenster vorgeschrieben werden und indem Leitlinien entwickelt werden, durch die die Fischer zur Meidung von beifangintensiven Gebieten angehalten werden. Das oben angesprochene Schutzgebietsnetz sollte insbesondere auch unter dem Aspekt der Beifänge festgelegt und ein generelles, mit wirksamen Sanktionen bewehrtes Rückwurfverbot eingeführt werden.

– Beschränkung der beifangintensiven Industriefischerei: Für den Weg zu einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft hat der Umweltrat schon im Umweltgutachten 2002 empfohlen, Beschränkungen vor allem bei der Industriefischerei vorzunehmen, da der Nutzen dieser Fischereien teilweise fraglich erscheint (SRU, 2002a, Tz. 749). Daran ist festzuhalten, soweit die Industriefischerei aufgrund ihrer engmaschigen Netze mit besonders schädlichen Beifängen einhergeht. Fachleute sehen insoweit vor allem die Stintdorschfischerei wegen des hohen Beifangs von Kabeljau als besonders problematisch an (Fachgespräch mit Bundesforschungsanstalt für Fischerei am 24. 2. 2003). Zur Beschränkung dieser Fischereien sollten spezifische Fangverbote und Schutzgebiete im Rahmen der integrierten Bewirtschaftungspläne festgesetzt werden.

– Umfassende, integrierte und langfristige Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllungspläne: Die Instrumente zur langfristigen, planerischen Ausrichtung der Fischerei sind grundsätzlich zu begrüßen; sie müssen nun dringend auch genutzt werden. Die langfristige Bewirtschaftungsplanung darf sich zudem nicht nur in einer TAC-Festlegung für einzelne Arten erschöpfen. Vielmehr müssen die Quoten in Art, Höhe und räumlicher Geltung mit den Schutzgebietskonzepten und den Anordnungen zu Fangmethoden in den Bewirtschaftungsplänen sachgerecht koordiniert werden. In den Plänen sollte zudem auch eine Verknüpfung mit den übrigen an die Meere gestellten Nutzungsansprüchen erfolgen, sie sollten in eine noch zu schaffende marine Raumplanung eingebunden werden (siehe Abschnitt 3.5.2, Tz. 422 ff.).

– Regelungskompetenzen der EU-Kommission: Grundsätzlich positiv ist zu vermerken, dass sowohl der Kommission als auch den Mitgliedstaaten (innerhalb ihrer 12-Seemeilen-Zone) die Befugnis eingeräumt wird, Sofortmaßnahmen zu erlassen, wenn die Erhaltung eines Bestandes oder des marinen Ökosystems aufgrund von Fischereitätigkeiten ernsthaft gefährdet

ist und unverzüglich gehandelt werden muss. Die vorgesehene Laufzeit von sechs beziehungsweise drei Monaten für Maßnahmen der Kommission beziehungsweise der Mitgliedstaaten dürfte jedoch regelmäßig zu kurz sein, um eine ernsthafte Gefährdung eines Bestandes tatsächlich nachhaltig abwenden zu können. Der EU-Kommission sollten daher wesentlich mehr „Vollzugskompetenzen“ eingeräumt werden. Sie scheint einer strengeren Bewirtschaftung deutlich aufgeschlossener gegenüberzustehen als der Rat der Europäischen Union.

– Überwachung und Vollzug: Die schärferen Regelungen der neuen Grundverordnung werden zu einer Reduktion der Verstöße nur dann beitragen, wenn sie in der Praxis auch effektiv umgesetzt werden. Da die zuständigen Behörden der Mitgliedstaaten gerade in besonders von der Fischereiwirtschaft geprägten Regionen eher zur Großzügigkeit tendieren, sollte die Überwachung sehr viel mehr als bisher von zentralen, möglichst europäischen Einrichtungen der EU-Kommission übernommen oder zumindest überprüft werden. In ihren diesbezüglichen Regelungen geht die neue Grundverordnung in die richtige Richtung, allerdings bleibt auch das dort konzipierte gemeinsame Überwachungssystem schwach, wenn es nicht mit dem erforderlichen Personal und Mitteln ausgestattet wird. Nicht nur in diesem Punkt ist die Initiative der EU-Kommission für eine neue gemeinsame Fischereiaufsichtsbehörde zur zentralen, eigenverantwortlichen Organisation der Überwachung unter Rückgriff auf die Einsatzmittel der Mitgliedstaaten sehr zu begrüßen. Zu Recht fordert die EU-Kommission auch eine umfassende Überprüfung der Mitgliedstaaten darin, dass sie die Regeln der GFP angemessen anwenden und Regelverstöße der Fischer tatsächlich ahnden. Die Sanktionen durch das Strafrecht der Mitgliedstaaten müssten dringend nach einem einheitlichen Muster verschärft werden.

– Forschung und Entwicklung: In die Erforschung der Auswirkungen der Fischerei und in die Entwicklung umweltverträglicher Techniken und Methoden sollten wesentlich mehr Mittel investiert werden. Vor allem aber sollten die Fischereien als Verursacher umfassend zur Unterstützung der Forschung und Entwicklung gezwungen werden. Dies gilt zum einen für die Finanzierung und zum anderen – ganz besonders auch – hinsichtlich der erforderlichen Mitwirkung bei praktischen Untersuchungen vor Ort, der Dokumentation und systematischen Erfassung der Beifänge. Schon aus dem international anzuwendenden Vorsorgeprinzip ergibt sich insoweit eine Bringschuld des Fischereisektors. Soweit er nicht durch substanzielle Forschung nachweisen kann, dass die Fischerei keine nachhaltigen Schäden an den marinen Ökosystemen hinterlässt, sind aus dem Gesichtspunkt der Vorsorge allemal Ausübungsbeschränkungen und -verbote gerechtfertigt.

267. In den meisten der genannten Punkte hat die EU-Kommission bereits Verbesserungsvorschläge unterbreitet und darauf gedrängt, die GFP den Erfordernissen der Nachhaltigkeit anzupassen. Sie hat sich aber mit ihren Vorschlägen bis zuletzt nur bedingt durchsetzen können. Auch deshalb enttäuscht es, dass die Kommission in ihrer Mitteilung „Hin zu einer Strategie zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt“ für den Bereich der Fischereipolitik nur auf die laufende Reform der GFP und die diesbezüglichen Vorschläge der Kommission verweist (EU-Kommission, 2002f, S. 22, 26). In Anbetracht der Vielzahl der Dokumente, die die Kommission in neuerer Zeit speziell zur Ökologisierung der GFP vorgelegt hat, mag dies zwar in gewisser Weise verständlich erscheinen. Der vernetzten Sachproblematik und dem Anspruch einer strategischen Herangehensweise kann die Kommission jedoch von vornherein nicht gerecht werden, wenn sie zentrale Belastungsfaktoren wie die Fischerei oder die Landwirtschaft ausklammert. Eine auf rationale und effektive Schutzmaßnahmen zielende Strategiebildung muss die Vielzahl der Belastungsfaktoren in ihrer Gesamtheit und in den Wechselwirkungen erfassen, um überhaupt ein vollständiges Bild von der Problemlage und vom Handlungsbedarf zu erhalten.

268. Vor allem aber kann am Ende nur in der Gesamtschau der Belastungsfaktoren darüber entschieden werden, an welchem Ort und in welchem Maße dem einen oder dem anderen belastenden Nutzungsanspruch Raum gegeben werden soll. Die Fischer stehen in Anbetracht der marinen Ressourcen eben nicht nur in Konkurrenz zu anderen Fischern, sondern auch zu den vielen anderen raumbedeutsamen Nutzungsansprüchen. Dem muss auch die Verwaltung der Meere Rechnung tragen. Die Zurückhaltung der EU-Kommission in ihrer Mitteilung für eine zukünftige Meeresschutzstrategie ist insofern nicht verständlich und darf in keinem Fall dazu führen, dass die Fischereipolitik in der weiteren Verhandlungsphase über den Meeresschutz nicht oder nur am Rande behandelt wird. Im Gegenteil müsste der Bereich der Fischereiwirtschaft mit seinen vielfältigen Auswirkungen einen wesentlichen Aspekt eines wahrhaft integrierten, strategischen Konzeptes zum Meeresumweltschutz bilden. Die Kommission müsste darin aufzeigen, wo und in welchem Maße sie in Anbetracht der ökologischen Auswirkungen, der kumulativen Wirkungen und der konkurrierenden Nutzungsansprüche eine fischereiliche Nutzung der Gemeinschaftsgewässer für vertretbar hält. Durch eine solche Einbeziehung der Fischerei in den gesamten Nutzungskontext – wie sie für die Landwirtschaft geradezu selbstverständlich ist – wäre schließlich auch der GFP eine neue integrative Perspektive eröffnet, namentlich die einer raumplanerischen Einbettung (siehe unten Abschnitt 3.5.2).

3.1.4 Nationale Politik und Handlungsspielräume

269. Die nationalen Beiträge für die umweltverträgliche Gestaltung der Fischereiwirtschaft sind aufgrund der ausschließlichen Zuständigkeit der EG weitgehend durch die GFP umrissen. Sie bestehen im Wesentlichen darin,

– die Fangkapazitäten mindestens zur Erfüllung des in der Grundverordnung festgelegten Ziels zu reduzie-

ren. Insofern kommt es insbesondere darauf an, Subventionen für die Fischereiwirtschaft zu streichen und stattdessen Schrumpfungsmaßnahmen zu fördern;

– anspruchsvolle Bewirtschaftungs- und Schutzgebietsregelungen für die 12-Seemeilen-Zone zu treffen;

– regionale Beratungen und Kooperationen zur Integration der Fischer und Fischereibetriebe in die umweltverträgliche Gestaltung zu betreiben sowie

– die Fangquoten national flexibel zuzuteilen und die Umsetzung der gemeinschaftsrechtlichen Bewirtschaftungsregelungen effektiv zu vollziehen.

270. Im Übrigen ist es den Mitgliedstaaten unbenommen, einseitige Restriktionen für die unter ihrer Fahne fahrenden Fischereien zu erlassen. So beabsichtigte zum Beispiel Schweden, ab März 2003 einen einseitigen nationalen Fangstopp für Kabeljau zu verhängen (TAZ vom 23. Dezember 2002, S. 3). Der zuständige EU-Landwirtschaftskommissar hat dies begrüßt und mitgeteilt, dass die schwedische Quote nicht auf die restlichen Fangländer aufgeteilt würde. Die Mitgliedstaaten sind also nicht dazu gezwungen, die ihnen zugeteilten Fangmengen an ihre Fischereien weiterzugeben, sie können dies aus Gründen des Meeresumweltschutzes auch in nur beschränktem Umfang tun. Zwar wäre eine Unterschreitung des höchsten dauerhaft erzielbaren Ertrags (MSY) aufgrund der völkerrechtlichen Verpflichtung zur Überlassung des verbleibenden „surplus“ (siehe Tz. 240) nicht zulässig. Von den mit dem MSY angestrebten Bestandsgrößen und einem darauf bestehenden solchen Überschuss ist die Gemeinschaft jedoch weit entfernt. Daher kann und sollte auch Deutschland von der Möglichkeit Gebrauch machen, die überzogenen TAC-Quoten des Fischereirates „stillzulegen“ – wobei allerdings in Rechnung zu stellen ist, dass Deutschland nur einen vergleichsweise sehr kleinen Teil zur Überfischung beiträgt. Die relativ kleine nationale Flotte sollte allerdings eben nicht dazu führen, dass Deutschland die Fangquoten anderen Mitgliedstaaten überlässt, vielmehr sollte es der Größe seiner AWZ entsprechend möglichst hohe – alsdann „stillzulegende“ – Anteile reklamieren. Das gilt umso mehr, als es seit 2003 auch den spanischen und portugiesischen Fischern erlaubt ist, in der Nordsee zu fischen.

3.1.5 Flexibles Management von Fangrechten für eine nachhaltige Fischereiwirtschaft

Effizienzgewinne und Bestandsschutzanreize durch ein flexibles Management von Fangrechten

271. Nach Ansicht des Umweltrates hat eine nachhaltige EU-Fischereipolitik besonders große Erfolgschancen, wenn es gelingt die notwendigen Bestandsschutzmaßnahmen im Einklang mit den wirtschaftlichen und sozialen Interessen der Fischereiwirtschaft zu implementieren. Dazu ist ein grundlegendes Umdenken in der Bewirtschaftung der Fischbestände sowohl seitens der Fischereiwirtschaft als auch der zuständigen politischen Ressorts notwendig. Die Erfahrungen aus der bisherigen GFP lehren, dass sich die Umsetzung der Belange des Umweltschutzes in einem Marktumfeld, in dem das einzelwirtschaftliche Interesse an einer nachhaltigen Nutzung der Fischbestände mangels exklusiver Verfügungsrechte an den Fischbeständen unzureichend ist, außerordentlich schwierig und kostenintensiv gestaltet. Darüber hinaus erschweren diese Bedingungen die Bereitschaft der Nationalstaaten zu einer gegenseitig nutzbringenden Koordination der Politikimplementierung erheblich. Daher empfiehlt der Umweltrat die fischereiwirtschaftliche Marktordnung mithilfe eines Systems sicherer, individueller Verfügungsrechte an den Fischereibeständen so zu reformieren, dass bei den beteiligten Marktakteuren langfristige Anreize zum Schutz der Fischbestände und der Meeresumwelt ausgelöst werden. Das erfordert jedoch auch eine Reform der bisherigen Bewirtschaftungsregeln der EU-Fischereipolitik, damit Beeinträchtigungen der Anreizwirkung dieser neuen Marktordnung vermieden werden.

272. Als ein zielführender Lösungsansatz haben sich fischereipolitische Instrumente erwiesen, die den Fischern exklusive, handelbare Verfügungsrechte über ihre Fangaktivitäten garantieren (SANCHIRICO und WILEN, 2002, S. 8). Während in küstennahen Bereichen mit großflächiger Verbreitung relativ immobiler Bestände exklusive räumliche Verfügungsrechte (so genannte Territorial User Rights in Fisheries – TURF) praktikabel sind, lassen sich bei mobileren Arten übertragbare Fangquoten, so genannte Individual Transferable Quotas (ITQs), implementieren. Exklusive räumliche Verfügungsrechte garantieren einem Fischer beziehungsweise einer Gruppe von Fischern (Group Rights in Fisheries – GRF) analog zum Eigentum von Grund und Boden die exklusive Verfügung über den regionalen Bestand kommerziell nutzbarer Meerestiere. Individuelle übertragbare Fangquoten verbriefen dem Eigentümer dagegen ein handelbares Recht an einem vorab spezifizierten, fixen Anteil an einer nach wissenschaftlichen Erwägungen festgelegten, zeitlich und räumlich differenzierten Höchstfangmenge (TAC) einer oder mehrerer Zielarten. Die Übertragbarkeit dieser Rechtstitel erlaubt den Fischern die flexible Anpassung ihrer Anteile an ihre jeweiligen betriebswirtschaftlichen Gegebenheiten, wobei neben dem Kauf und Verkauf auch eine zeitlich limitierte, entgeltliche Übertragung („Quota Leasing“) möglich ist.

273. Derartige flexible Managementsysteme haben mehrere vorteilhafte Eigenschaften. Sie gewährleisten, dass die in den Nutzungsrechten verbrieften Meeresgebiete exklusiv nutzbar sind oder ein fester Anteil an einer fixierten Fangmenge ausschließlich vom jeweiligen Besitzer gefangen und vermarktet werden kann. Dadurch erübrigt sich der Wettbewerb der Fischer um die Anteile an der gesamten Fangmenge, wodurch sich der Anreiz des Einzelnen, den verfügbaren Bestand zulasten der übrigen Fischer auszubeuten, wesentlich reduziert. Folglich entfällt für die Fischer die Notwendigkeit, sich bei der Kapazitätsplanung an der kurzfristigen Fangmaximierung auszurichten. Fischer, die nur mit einem unrentabel hohen Kostenaufwand operieren, haben ein Interesse, ihre Fangkapazitäten abzubauen und die frei werdenden Fangquoten an rentabel wirtschaftende Unternehmen entgeltlich

abzugeben. Vorhandene Überkapazitäten werden abgebaut und damit verbundene Umweltbeeinträchtigungen reduziert. Darüber hinaus steigt der Anreiz bestandsschonende Fangtechniken einzusetzen und die Fangaktivitäten flexibler an die biologischen Bedingungen der Fischpopulationen und die jeweilige Marktnachfrage anzupassen. Da der am Markt erzielbare Preis der Fangrechte den Wert der in ihnen verbrieften gegenwärtigen und zukünftigen Fangmengen widerspiegelt, gewinnt die langfristige Pflege der Fischbestände an wirtschaftlicher Attraktivität. Je größer der Fischbestand und je stabiler das für die Bestandserhaltung notwendige Ökosystem, umso höher ist der Marktwert der individuellen Fangrechte. Durch diesen Anreizeffekt sinkt das Risiko der Überfischung und der administrative Kontrollaufwand kann potenziell reduziert werden. Aus der Preisentwicklung der Fangrechte lassen sich wichtige Marktinformationen für die Fischereiwirtschaft und die regulierenden Fischereibehörden ablesen. Diese Informationen vereinfachen den Unternehmen die Investitionsentscheidungen und sind für die verantwortlichen Behörden ein zuverlässiger Indikator für die Entwicklung der Fischbestände und die wirtschaftliche Situation der Fischereibranche (NEWELL et al., 2002, S. 3).

Die Effizienz eines solchen Systems hängt maßgeblich von der Qualität der in den Fangrechten verbrieften Verfügungsrechte ab, wobei diese durch das Maß an Exklusivität, die Dauerhaftigkeit, deren Sicherheit und Übertragbarkeit determiniert wird. Restriktionen hinsichtlich dieser Kriterien reduzieren den Wert der Eigentumsrechte und konterkarieren ihre ökonomischen Anreizeffekte. Unsicherheiten und mangelnde Dauerhaftigkeit der Fangrechte sowie Einschränkungen der Übertragbarkeit gehen nicht nur zulasten der langfristigen Bestandsschutzanreize, sondern wirken sich auch negativ auf die Effizienz der Fangaktivitäten der betroffenen Fischerei aus (SCOTT, 2000).

Internationale Erfahrungen

274. In den vergangenen beiden Dekaden wurden in einer Reihe von Ländern und Regionen flexible Managementsysteme auf der Basis von ITQ beziehungsweise TURFs implementiert. Langjährige, wissenschaftlich evaluierte Erfahrungen liegen vor allem für die neuseeländische und isländische Fischerei vor. Aber auch in den Niederlanden konnten praktische Erfahrungen mit einem ITQ-System für mehrere Fischbestände der Nordseefischerei gesammelt werden. Erwähnenswert sind ebenfalls die Erfahrungen von Quotenmanagementsystemen in einigen Fischereien Australiens, Kanadas, Chiles, Namibias und den USA. Eine relative Wertbeständigkeit der Fangrechte, der Trend zum Kapazitätsabbau und zur Reduzierung des spezifischen Fangaufwandes sowie Fortschritte bei der Umsetzung der Fangkontrolle sprechen insgesamt für eine erfolgreiche Implementierung dieser Systeme. In vielen Fällen ist bereits eine Erholung der Fischbestände und Qualitätsverbesserung der Fänge zu beobachten (HATCHER et al., 2002, S. 54; ARNASON, 2002). Obgleich eine Übertragung dieser Erfahrungen auf die EU-Fischereiwirtschaft nicht ohne weiteres möglich ist, lassen sich doch wichtige Erkenntnisse über die grundlegenden Potenziale und Probleme derartiger Managementsysteme gewinnen.

So zeigen empirische Untersuchungen des neuseeländischen ITQ-Systems einen Anstieg des Marktwertes der Fangrechte seit seiner Implementierung im Jahr 1986, insbesondere für die Befischung ursprünglich überfischter Bestände, mit stark überkapitalisierten Fangflotten. Dies gilt als ein zuverlässiger Indikator für die Gesundung der Fischbestände und die Erhöhung der Rentabilität der Fischereiwirtschaft (NEWELL et al., 2002, S. 27). Insgesamt konnte die Populationsgröße bei vielen Fischarten stabilisiert und in einigen Fällen sogar erhöht werden (SANCHIRICO und NEWELL, 2003, S. 10). Eine stabile Wertentwicklung der ITQ ist auch in den Niederlanden erkennbar (DAVIDSE, 2000). In Island betrug der jährliche Gesamtwert aller Fangquoten im Jahr 2000 das Zwanzigfache des Niveaus von 1984 (ARNASON, 2002, S. 32).

Fortschritte beim Abbau der Überkapazitäten und der Erhöhung der Rentabilität der Fischereiwirtschaft sind inzwischen deutlich sichtbar. Zwischen 1983 und 1998 konnte in der niederländischen Grundfischerei die Anzahl der Schiffe um 32 % und der Fangaufwand um 7 % gesenkt werden (DAVIDSE, 2000). In der isländischen Fischerei stieg die Fangmenge pro eingesetzter Flottenkapazität erheblich an. Während die Fangmenge der Küstenfischerei wie etwa beim Hering seit 1975 fast verzehnfacht werden konnte, halbierte sich die Anzahl der eingesetzten Schiffe. Gleichzeitig gehen Meeresbiologen heute davon aus, dass der Heringsbestand das Niveau der 50er-Jahre inzwischen wieder übersteigt. Trotz sinkender Fangquoten war die Wertreduzierung der von isländischen Hochseefischern erzielten jährlichen Fangmenge in den 1990er-Jahren moderat, der Fischereiaufwand wurde dagegen erheblich reduziert (GISSURARSON, 2000, S. 46 ff.).

Erste Ansätze zur individuellen Aufteilung der nationalen Höchstfangmengen existieren im Rahmen so genannter Co-Management-Systeme auch in einer Reihe von EU-Staaten. So wird der überwiegende Teil der nationalen Fangquoten in Großbritannien innerhalb von Produzentenorganisationen (PO), die einen großen Teil der Fischereiflotte umfassen, an die einzelnen Fischer verteilt und gehandelt (HATCHER et al., 2002, S. 17 ff.). Die in Deutschland praktizierte Aufteilung eines Teils der Fangrechte bei den Erzeugerorganisationen (z. B. innerhalb von Produktionsgenossenschaften) erlaubt prinzipiell ebenfalls einen gewissen Transfer der Fangrechte zwischen den Fischern. Allerdings ist die Dauer und die Flexibilität hinsichtlich der Übertragbarkeit dieser individuellen Quoten in der Regel relativ stark eingeschränkt, sodass Unsicherheiten und vergleichsweise hohe Transaktionskosten einen effizienten Handel oft erheblich erschweren. Ein flexibler Austausch individueller Fangrechte zwischen Fischern verschiedener EU-Mitgliedstaaten ist ebenfalls nur sehr eingeschränkt möglich. Angesichts ihrer Potenziale bezüglich der kollektiven Koordination und Kontrolle der Fangaktivitäten und einer

besseren Auslastung der Fangkapazitäten sind diese Formen des Co-Managements ein erster Schritt auf dem Weg zu einem flexiblen Management von Fangrechten. So ist das niederländische ITQ-System graduell aus einem Co-Management-System regionaler Produzentenorganisationen hervorgegangen (VALANTIN, 2000).

Kritikpunkte und empirische Evidenz

275. Der Einführung eines flexiblen Managements von Fangrechten in Europa wird oft erhebliche Skepsis entgegengebracht (NORDMANN, 2000). Im Vordergrund stehen Probleme der Fangkontrolle, wettbewerbsrechtliche Bedenken gegenüber einem Trend zur Unternehmenskonzentration sowie die Furcht vor unerwünschten struktur- und verteilungspolitischen Konsequenzen. Schließlich bestehen Bedenken bezüglich einer unzureichenden Berücksichtigung der Beifangproblematik und des so genannten Highgrading, bei dem zur Wertsteigerung des Fangs nach Größe und Qualität unerwünschte Fanganteile der Zielarten ohne Rücksicht auf die Bestandserhaltung auf hoher See beseitigt werden.

276. Grundsätzlich erfordert auch ein auf handelbaren Verfügungsrechten basierendes flexibles Fischereimanagement ein wirksames Monitoring. In einem TURF-System kann sich das Überwachungsproblem erheblich reduzieren. Hier lässt sich mithilfe moderner Überwachungstechniken ein zuverlässiger Schutz der räumlichen Verfügungsrechte gewährleisten (DE ALESSI, 2003, S. 30 f.). Beim Management von TURF durch eine Gruppe von Fischern (GRF) innerhalb einer Meeresregion, kann die relativ geringe Gruppengröße die Kosten der Überwachung begrenzen und die Lösung möglicher Konflikte um die Bestandsnutzung vereinfachen (CHRISTY, 2000). Einen deutlich höheren Kontrollaufwand erfordert ein ITQ-System mit einer Vielzahl von Marktteilnehmern. Da lückenlose In-Situ-Kontrollen auf See prohibitiv hohe Kosten verursachen, sind wirksame Kontrollen der Fischereibehörden bei der Fanganlandung beziehungsweise Fischverarbeitung notwendig.

Während jedoch dem „Free-Rider“-Dilemma der illegalen Überfischung unter dem bisherigen TAC-Regime keine langfristigen Marktanreize zur Bestandsschonung entgegenwirken, induziert der Handel mit Fangquoten, in deren Marktpreis sich die zukünftigen Gewinnerwartungen einer langfristigen Nutzung der Fischbestände kapitalisieren, einen wesentlichen stärkeren Druck auf die Fischereiwirtschaft, bestandsschonende Fangmethoden anzuwenden und eine sektorinterne Selbstkontrolle zu forcieren (RUNOLFSSON, 1997, S. 59). Evidenz hierfür bietet die neuseeländische Fischerei, wo sich neben der staatlichen Überwachung bereits erste private Kooperationen in Form freiwilliger Kontrollinstitutionen etabliert haben (KERR et al., 2003, S. 17). Das im Wesentlichen auf einer eigenverantwortlichen Kontrolle der dortigen Produzentenorganisationen („Management Groups“) basierende Fischereimonitoring des niederländischen ITQ-Systems wird inzwischen in der Europäischen Union als beispielhaft eingeschätzt (VALANTIN, 2000). Generell zeigte sich, dass die Fischereiwirtschaft in bestehenden Quotensystemen eine vergleichsweise hohe Akzeptanz gegenüber einer stärker auf den Bestandsschutz orientierten Festsetzung der TACs zeigt (HATCHER et al., 2002, S. 62). Von einer Verschärfung der Kontrollprobleme als Folge der Einführung eines Systems handelbarer Fangrechte ist daher nicht auszugehen.

277. Der von einem flexiblen Quotenmanagementsystem ausgelöste Trend zum Abbau von Überkapazitäten und die durch den obligatorischen Besitz von Fangquoten erhöhten variablen Fangkosten können zu einer höheren Marktkonzentration führen. Da die Kosten des Erwerbs von Fangquoten beziehungsweise die Opportunitätskosten der Nutzung der Fischereirechte allein die variablen Kosten des Fischfangs, nicht jedoch die für den Marktzutritt stärker Ausschlag gebenden fixen Kosten der Produktion (Fangkapazitäten) beeinflussen, impliziert eine Verringerung der Unternehmensanzahl keine Abnahme des Wettbewerbsdrucks. Insofern ist eine gewisse Marktkonzentration nicht als ein Indiz für einen potenziellen Anstieg von Marktmacht, sondern vielmehr als Ausdruck von Effizienzgewinnen beim Einsatz der Fangkapazitäten zu werten.

Hiermit eng verbunden sind die Befürchtungen negativer regionaler Struktureffekte, die mit einer Verdrängung der kleingewerblichen und mittelständischen Fischerei verbunden sind. In dem Maße wie dieser Teil der Fischereiwirtschaft unter einem nachhaltigen Fischereiregime nicht rentabel wirtschaften kann, ist ein Strukturwandel aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive notwendig und unvermeidbar. Durch entsprechende Fördermaßnahmen kann dieser Prozess jedoch sozial abgefedert werden. Zudem ist zu berücksichtigen, dass unter mangelnder Rentabilität leidende Unternehmen durch den Erlös aus dem Verkauf ihrer Fangrechte zumindest teilweise für ihren Marktaustritt entschädigt werden.

Allerdings weisen die internationalen Erfahrungen auf ein vergleichsweise geringes Ausmaß dieser Problematik hin. So sank die Anzahl der Besitzer von ITQ in Neuseeland in den 1990er-Jahren vergleichsweise moderat von 1 800 auf 1 400 (NEWELL et al., 2003, S. 3). Auch in Island erhöhte sich die Marktkonzentration nur in begrenztem Maße. Während sich 1991 rund 25 % der Fangquoten in den Händen der zehn größten Fangunternehmen befanden, waren es 1999 etwa 38 %. Kein Einzelunternehmen besitzt eine dominante Marktposition (GISSURARSON, 2000, S. 53). In den Niederlanden hat der Konzentrationsprozess bislang ebenfalls nicht zur Bündelung der Mehrzahl der Fangrechte bei wenigen Unternehmen geführt (DAVIDSE, 2000). Auch die neuseeländischen Erfahrungen deuten darauf hin, dass ein Exodus der klein- und mittelständischen Fischerei nicht zu befürchten ist (SANCHIRICO und NEWELL, 2003, S. 10). Empirisch wenig evident sind die Bedenken hinsichtlich negativer Folgen für die regionale Wirtschaftsstruktur. So hat sich die regionale Verteilung der isländischen Fangquoten zwischen 1984 und 1999 kaum verändert. Die vielfach befürchtete Konzentration der Quoten bei Unternehmen im isländischen Südwesten blieb aus, der Anteil dieser Region ist sogar um vier Prozentpunkte gesunken. Ganz

ähnlich entwickelten sich die regionalen Anteile der Anlandung und Verarbeitung des Fangs (GISSURARSON, 2000, S. 49 ff.).

278. Die Gefährdung der Fischbestände durch unerwünschten Beifang („Discard“) und die Praxis des „Highgrading“ gelten als immanente Probleme eines auf Fangquoten basierenden Fischereimanagements. Der Beifang von Nicht-Zielarten mit hinreichender wirtschaftlicher Bedeutung kann in einem Quotensystem durch eine Integration dieser Arten in das Quotensystem bei gleichzeitiger Legalisierung der Anlandung reduziert werden (ANDERSON, 2000). Solange der Preis der Fangrechte für den jeweils gefangenen Beifang deren eigentlichen Marktpreis nicht übersteigt, lohnt sich ein Zukauf von Fangrechten und eine gewinnbringende Anlandung des Beifangs. Ist dagegen die Verfügbarkeit der Fangquote einer Beifangart begrenzt, bleibt der Anreiz diese auf dem Meer zu beseitigen bestehen. Daher sind bestimmte Auflagen hinsichtlich der angewandten Fangtechnik, regelmäßige Bordinspektionen und zuverlässige Hafenkontrollen auch weiterhin notwendig. Jedoch kann durch eine zeitliche Flexibilisierung der TACs im Rahmen sicherer biologischer Grenzen oder eine begrenzte Reservehaltung von Fangrechten zur Sicherstellung der Marktliquidität die Gefahr des „Discard“ geringwertiger Fanganteile zusätzlich gemindert werden (HATCHER et al., 2002, S. 67).

Sind die Fangrechte hinreichend langfristig gesichert, dürfte der in einem ITQ-System potenziell höheren Gefahr des „Highgrading“ ein kompensierender Anreiz zur Bestandsschonung entgegenwirken. Der Schutz jüngerer Kohorten einer Art fördert das Bestandswachstum und steigert damit mittelfristig den Wert der gehandelten Fangrechte, was neben zukünftigen Gewinnzuwächsen aus dem Fischfang Vermögensgewinne aus dem Handel mit den Fangquoten impliziert. Dank der reduzierten Konkurrenz um die Fischbestände erlaubt der Gewinn an zeitlicher Flexibilität den Fischern eine besser an die meeresbiologischen Gegebenheiten angepasste Planung der Fangaktivitäten sowie die Anwendung selektiver und artenschonender Fangmethoden.

Im isländischen Quotensystem ist das Beifangproblem dank der flexibel zwischen den Arten transferierbaren Fangquoten von vergleichsweise geringer Bedeutung. Eine Zunahme des „Highgrading“ konnte seit Einführung des flexiblen Quotenmanagements nicht beobachtet werden (GISSURARSON, 2000, S. 55 f.). Erfahrungen der bestehenden ITQ-Systeme deuten darauf hin, dass die Bereitschaft der Fischer, selektive Fangmethoden einzusetzen gegenüber konventionellen Managementsystemen generell gestiegen ist (HATCHER et al., 2002, S. 67). Ein aktueller Überblick über alle wichtigen, weltweit existierenden ITQ-Systeme kommt zu dem Ergebnis, dass eine Verschärfung der Discard-Problematik allgemein nicht evident ist und in einigen Fällen sogar Verbesserungen der Situation feststellbar sind (ARNASON, 2002).

Empfehlungen für ein flexibles Quotenmanagement in der EU

279. Durch eine Stärkung der individuellen Verfügungsrechte am Fischbestand im Rahmen flexibler Quotenmanagementsysteme können die EU-Mitgliedstaaten innerhalb der GFP einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der Fischbestände, zum Abbau von Überkapazitäten und zur Steigerung der Rentabilität der Fischereiwirtschaft leisten. Ein solches System lässt sich grundsätzlich in bestehende Co-Management-Systeme oder durch regionale Erzeugergemeinschaften gekennzeichnete Fischereien integrieren. Dazu sollte eine individuelle Verteilung der nationalen Höchstfangmenge (TAC) unter der Kompetenz von bestehenden oder neu zu bildenden Erzeugergemeinschaften vorgenommen werden und eine Lockerung der gesetzlichen Restriktionen bezüglich der Dauer und Übertragbarkeit individueller Fangrechte erfolgen. Wichtige Management- und Kontrollfunktionen des Quotenhandels und der Fangaktivitäten können in einem solchen System schrittweise der fischereiwirtschaftlichen Selbstorganisation übertragen werden.

Sind die natürlichen Bedingungen dafür geeignet, ist ein stärker regionalisiertes, gruppenbasiertes Management (GRF) auf der Basis räumlicher Verfügungsrechte (TURF) einem System handelbarer Fangquoten (ITQ) vorzuziehen. Bessere Kontrollmöglichkeiten und günstigere Bedingungen für wirtschaftliche Kooperation und gegenseitigen Informationsaustausch sprechen nach Ansicht des Umweltrates für diese Art des Fischereimanagements. Insbesondere küstennahe Fischereien wie etwa große Teile der Ostseefischerei können hierfür vorteilhafte Eigenschaften aufweisen (DÖRING, 2001, S. 207 ff.). Generell sollte die konkrete Ausgestaltung des Managements der Fangrechte in enger Abstimmung zwischen den fischereiwirtschaftlichen Interessengruppen, den Fischereibehörden und den zuständigen Fachwissenschaftlern erfolgen. Die von der EU vorgeschlagene Einrichtung so genannter Regionaler Beiräte für das Fischereimanagement (Regional Advisory Council for Fisheries Management – RAC) können hierbei wichtige Aufgaben übernehmen.

280. Eine wesentliche Voraussetzung für die ökologische Wirksamkeit des flexiblen Quotenmanagements ist eine weniger am tagespolitischen Handlungsdruck, als vielmehr an den Erfordernissen einer nachhaltigen Stabilisierung der Fischbestände ausgerichtete Festsetzung und Verteilung der artenspezifischen Höchstfangmengen. Ebenso wichtig sind die Absicherung eines europaweit koordinierten, umfassenden Monitorings und ein zuverlässiger Schutz der in den individuellen Fangquoten verbrieften Verfügungsrechte. Das erfordert nicht nur den Schutz der ITQ beziehungsweise TURF durch wirksame Kontrollmaßnahmen und eine hinreichende Ahndung illegaler Fangaktivitäten, sondern bedeutet auch, dass die verantwortlichen staatlichen Akteure die langfristige Stabilität, Transparenz und Rechtssicherheit des Systems gewährleisten. Komplementäre Schutzmaßnahmen (zeitliche und räumliche Fangbeschränkungen, Auflagen hinsichtlich der Fangtechnik und -methoden) sollten dort, wo sie für den Meeresumweltschutz unverzichtbar sind, stets

so ausgestaltet werden, dass sie die Flexibilitäten des Quotenhandels beziehungsweise des gruppenbasierten Managements von Fangrechten möglichst wenig beeinträchtigen. Nur so ist zu erwarten, dass diese Managementsysteme in der Fischereiwirtschaft dauerhafte Anreize für einen nachhaltigen Schutz der Meere bewirken.

281. Die primäre Allokation der individuellen Fangrechte ist aufgrund ihrer Verteilungswirkung von erheblicher Bedeutung für die praktische Akzeptanz eines Quotenmanagementsystems. Aus der Perspektive der ökologischen und ökonomischen Effizienz ist die Quotenmenge, nicht jedoch die jeweilige Verteilung von primärer Bedeutung. Aufgrund des Vermögenscharakters handelbarer Fangrechte empfiehlt der Umweltrat ein Allokationsverfahren, dass von den fischereiwirtschaftlichen Akteuren als fair akzeptiert wird. Ein weit verbreitetes Verfahren der Anfangsverteilung ist die Orientierung an historischen Fangmengen eines oder mehrerer vergangener Jahre. Mit diesem Verfahren können die Höchstfangmengen (TAC) der jeweiligen Fischarten entsprechend der historischen Marktanteile der Fischer als Anteil an der Gesamtfangmenge verteilt werden. Somit werden nicht absolute Fangmengen, sondern stets relative Anteile der TAC gehandelt, wobei sowohl der Handel der TAC-Anteile, als auch der diesen Anteilen entsprechenden jährlichen Fangmenge (Annual Catch Entitlement) getrennt möglich sein sollte. Alternative Verfahren orientieren die Anfangsallokation an den bestehenden Fangkapazitäten, an vergangenen Investitionen in Fangkapazitäten oder nehmen eine gleichmäßige Verteilung der Fangrechte vor. Zur Reduzierung von Verteilungskonflikten sollte die konkrete Entscheidung über die Verteilung der Fangquoten möglichst auf der Ebene der jeweiligen Erzeugergemeinschaften erfolgen. Zur Finanzierung der administrativen Kosten der Fischereikontrolle und des Quotenmanagements beziehungsweise zur finanziellen Absicherung eines Strukturanpassungsfonds für die Fischereiindustrie käme eine Versteigerung jeweils eines Teils der periodisch neu zu bestimmenden Höchstfangmengen infrage.

282. Eine europaweite Harmonisierung der Implementierung von Quotenmanagementsystemen und flexible Transfers der individuellen Fangrechte innerhalb der EU dürfte die Wirksamkeit des nationalen Fischereimanagement deutlich erhöhen. Hierdurch wird nicht nur eine verbesserte Auslastung der europäischen Fangkapazitäten ermöglicht. Auch der bislang zu beobachtende Anreiz nationaler Fischereibehörden, die Sorgfalt der Fangkontrolle zulasten der anderen Mitgliedstaaten zu vernachlässigen, dürfte sich hierdurch erheblich reduzieren.

Die negativen Folgen des von einem derartigen Fischereimanagement induzierten, zum Teil unvermeidbaren regionalen Strukturwandels können durch eine geeignete Implementierung gemindert werden. Denkbar wäre etwa eine gewisse Privilegierung der kleingewerblichen Fischerei bei der primären Quotenzuteilung, eine begrenzte Förderung des Quotenerwerbs für potenziell kreditrestringierte Fischereiunternehmen und ein mit förderpolitischen Maßnahmen unterstützter Austritt aus der Fischerei.

3.1.6 Zusammenfassung und Empfehlungen zu einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft

Grundbedingungen einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft

283. Den dargestellten Umweltauswirkungen der intensiven Fischereiwirtschaft entsprechen drei Grundbedingungen einer nachhaltigen, das heißt dauerhaft bestands- und meeresumweltverträglichen Fischereiwirtschaft, nämlich

- die nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände auf einem möglichst konstant hohen Niveau; dieses Ziel kann nur durch Fischereiaufwandsbeschränkung und Einsatz selektiverer Fangmethoden erreicht werden;
- die deutliche Verminderung von Beifängen und Rückwürfen auf ein dauerhaft umweltverträglicheres Maß und
- die Errichtung von ungestörten Gebieten beziehungsweise marinen Schutzgebieten.

284. *Nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände:* Die Fischbestände müssen so bewirtschaftet werden, dass ihre fischereiliche Nutzung dauerhaft gesichert ist. Die vom ICES erarbeiteten Empfehlungen zur Nutzung und zum Erhalt der Fischbestände liefern dafür die beste verfügbare wissenschaftliche Grundlage. Der Nordseehering ist ein positives Beispiel dafür, dass bei der Umsetzung der wissenschaftlichen Vorgaben und mit einem funktionierenden Management die Bestände innerhalb sicherer biologischer Grenzen langfristig auf einem hohen Niveau genutzt werden können. Eine zentrale Bedingung nachhaltiger Fischereiwirtschaft ist deshalb die Umsetzung der ICES-Empfehlungen zum Erhalt und zum Wiederaufbau der Fischbestände. Das schließt Fangverbote ein, soweit sich die Bestände bereits deutlich unterhalb biologisch sicherer Grenzen bewegen und daher jede weitere Befischung als schädlich und langfristig unproduktiv angesehen wird.

Der Vorschlag der EU-Kommission für eine „Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung der Kabeljaubestände“ vom Juni 2003 enthält einige wichtige Schritte in Richtung auf ein nachhaltiges Bewirtschaftungssystem, das gilt insbesondere für die darin vorgesehene strenge Ausrichtung der Fangmengenbeschränkungen auf feste, quantifizierte Mindestbestandszahlen sowie feste, quantifizierte Bestandszielgrößen und die flankierenden, strikt auf TAC-Erreichung ausgerichteten Fischereiaufwandsbeschränkungen. Die von der Kommission entwickelten Bewirtschaftungsregeln dürfen allerdings nicht nur auf den Kabeljau begrenzt bleiben, sondern müssen für alle Fischarten gelten, deren Bestände unter starken fischereilichen Druck geraten sind. Für den Kabeljau müsste das vorgeschlagene System heute freilich, wenn es die wissenschaftlichen Bestandsentwicklungsanalysen und -prognosen ernst nimmt, zur zeitweiligen vollständigen Einstellung der Fischereien in der Nordsee führen.

Insbesondere auch bei den bedrohten anadromen und katadromen Fischarten genügt eine Beschränkung der

Fischerei allein nicht mehr, um die Bestände wieder auf ein wirtschaftlich nutzbares Niveau aufzubauen. Besonders dringend sind insoweit im Einklang mit den Empfehlungen des ICES durchgreifende Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Aals zu fordern. Den Empfehlungen des ICES entsprechend sollte neben der Schließung der Glasaalfischerei ein internationaler Wiederaufbauplan ausgearbeitet werden, der unter anderem die Wiederherstellung der Lebensräume dieser Art beinhaltet.

285. *Maßnahmen zur Verminderung der Beifänge und Rückwürfe:* Zweite wesentliche Grundbedingung nachhaltiger Fischerei ist, dass Beifänge und Rückwürfe deutlich reduziert werden. Um den Beifang von untermaßigen Nutzfischen, Nichtzielarten und Benthos zu unterbinden, bedarf es vor allem einer weiteren Steigerung der Selektivität der Fangtechniken und -methoden durch

- die Verwendung großer, strikt an der Größe der geschlechtsreifen Fische ausgerichteter Maschenweiten;
- die Meidung von Gebieten mit hohem Jungfischaufkommen und
- die Schaffung von Scheucheinrichtungen, Fluchtfenstern und der Einsatz von Quadratmaschen.

Weitere technische Maßnahmen sind erforderlich, um die Schädigung des Benthos zu reduzieren. Eine Möglichkeit wäre eventuell, die Scheuchketten der Baumkurren durch Strom leitende Scheuchkabel zu ersetzen.

Über die Anwendung dieser Maßnahmen zur Vermeidung von Beifängen hinausgehend, ist dringend ein prinzipielles Rückwurfverbot zu erwägen. Bei Anlandung der Rückwürfe könnten diese großteils einer industriellen Verarbeitung zugeführt werden und dementsprechend Fänge an anderer Stelle eingespart werden. Außerdem können nur bei vollständiger Anlandung der Beifänge deren Umfang kontrolliert und unter Gesichtspunkten der Fangtechniken Verbesserungsmöglichkeiten erforscht werden.

286. *Ausweisung von marinen Schutzgebieten:* Dritte Grundbedingung nachhaltiger Fischereiwirtschaft ist die Ausweisung von ungestörten Gebieten. Zum Schutz von jungen Rundfischen und Schollen wurden in der Nordsee bereits so genannte Stintdorsch- und Schollenboxen als Schutzgebiete eingerichtet, in denen der Fang der genannten Fischarten das ganze Jahr über verboten ist. Auch Beschränkungsgebiete gibt es bereits; so dürfen Baumkurren nur südlich des 55. Breitengrades eingesetzt werden. Zu diesen Schutzzonen müssen dringend weitere angemessene Schutzgebiete hinzutreten. Diese fischereifreien Zonen sind dringend erforderlich, damit sich hier eine ungestörte Bodenfauna entwickeln kann, wo gerade sensible benthische Organismen einen Lebensraum finden. Gleichzeitig dienen diese Schutzgebiete auch dem Bestandsschutz der Nutzfischarten.

Wege zu einer nachhaltigen EU-Fischereipolitik

287. In Anbetracht der geschilderten, nach wie vor äußerst unzureichenden Fischereipolitik der EG begrüßt es der Umweltrat, dass sich die Bundesregierung im Fischereirat für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen engagiert hat. Er empfiehlt der Bundesregierung, sich auch weiterhin nachdrücklich dafür einzusetzen, dass die Gemeinschaft in Zukunft die dargelegten Grundbedingungen nachhaltiger Fischereiwirtschaft erfüllen wird. Von zentraler Bedeutung ist dabei im Sinne der vorstehenden Bewertungen und Forderungen zur Gemeinsamen Fischereipolitik insbesondere

- eine nachhaltige Bestandbewirtschaftung durch eng an den ICES-Empfehlungen orientierte Fangquoten und Fangverbote sowie durch
- ein umfassendes auch mit sonstigen Nutzungsansprüchen abgestimmtes Schutzgebietskonzept,
- die Streichung jeglicher zugunsten der hohen Fangkapazitäten wirkender Subventionen und die verstärkte Unterstützung des Sektorabbaus,
- weitere geeignete Ausübungsregelungen zur Vermeidung der Beifänge und Rückwürfe einschließlich des Verbots beziehungsweise der Beschränkung besonders beifangintensiver Industriefischereien und
- die Stärkung des Vollzugs durch ein EU-eigenes Kontrollorgan und einen erhöhten Druck auf verstärkte Vollzugsmaßnahmen der Mitgliedstaaten.

Nationaler Handlungsbedarf

288. Für den nationalen Handlungsbereich empfiehlt der Umweltrat,

- für die 12-Seemeilen-Zone anspruchsvolle Bewirtschaftungsregeln und insbesondere differenzierte Schutzgebiete festzulegen, die die Baumkurrenfischerei in sensiblen Gebieten ausschließen und Laich- sowie Aufzuchtgebiete weitestmöglich von beeinträchtigender Fischerei freihalten. Der Umweltrat verkennt dabei nicht, dass die dafür in weitem Umfang zuständigen Bundesländer insbesondere im Wattenmeer bereits vielfältige begrüßenswerte Maßnahmen getroffen haben;
- für die AWZ angemessene Schutzgebiete nach der FFH-Richtlinie anzumelden auch im Hinblick auf die Bedeutung der Gebiete für die Reproduktion der Fischbestände;
- in eine für das Küstenmeer und die AWZ zu entwickelnden Raumplanung auch eine langfristige Schutz- und Schongebietsplanung einzubeziehen, um zu einer differenzierten gebietsadäquaten und mit den vielfältigen sonstigen Nutzungsansprüchen abgestimmten räumlichen Ordnung der Fischerei zu kommen;
- Aktionsprogramme und Leitfäden für eine umweltverträgliche, gute regionale Praxis der Fischerei unter Einbeziehung der Fischer zu entwickeln und
- durch massive Verschärfung der Kontrollen dafür zu sorgen, dass in den der deutschen Aufsicht unterliegenden Gewässern die Vorschriften zur verträglichen Ausübung der Fischerei eingehalten werden.

Flexibles Quotenmanagement

289. Zur Effektivierung der Fangmengenbewirtschaftung sollte ferner erwogen werden, die Fangquoten flexibler im Sinne individueller Verfügungsrechte der Fischer am Fischbestand auszugestalten. Durch die Stärkung individueller Verfügungsrechte am Fischbestand im Rahmen flexibler Quotenmanagementsysteme können die EU-Mitgliedstaaten innerhalb der Gemeinsamen Fischereipolitik einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der Fischbestände, zum Abbau von Überkapazitäten und zur Steigerung der Rentabilität der Fischereiwirtschaft leisten. Eine europaweite Harmonisierung der Implementierung von Quotenmanagementsystemen und flexible Transfers der individuellen Fangrechte innerhalb der EU dürften die Wirksamkeit des nationalen Fischereimanagements deutlich erhöhen. Vorzugswürdig gegenüber einem System handelbarer Fangquoten wäre dabei aus Sicht des Umweltrates – insbesondere für den küstennahen Raum – ein gruppenbasiertes Management auf der Basis räumlicher Verfügungsrechte.

3.2 Der Schutz von Nord- und Ostsee vor gefährlichen Stoffen und Radionukliden

3.2.1 Der Schutz vor gefährlichen Stoffen

290. Der Umweltrat hat in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Nordsee“ 1980 die Belastung der küstennahen Nordsee mit Chlorkohlenwasserstoffen und Schwermetallen als besonders bedenklich eingestuft und darauf hingewiesen, dass sich die Gefährdungspotenziale der Schadstoffe im Meer durch die Anreicherung in Organismen in besonderer Weise realisieren könnten (SRU, 1980, Tz. 1435). In Anbetracht der partiellen Unkenntnis über die stoffliche Belastung und über ökologische Wirkungen insbesondere von Chlorkohlenwasserstoffen sei große Umsicht beim Einbringen von Chemikalien ins Meer geboten (SRU, 1980, Tz. 476). Der Umweltrat formulierte das Vorsorgeprinzip als notwendige Voraussetzung einer erfolgreichen Umweltpolitik gerade für das Ökosystem Nordsee. Die Umweltpolitik müsse ökologischen Fehlentwicklungen vorbeugen, ohne sich bei den im Einzelnen gebotenen Maßnahmen allein an bereits abgestuft feststellbaren Beeinträchtigungen der Meeresumwelt ausrichten zu können. Die Nordsee sei geradezu ein Testfall für die Durchsetzung des Vorsorgeprinzips (SRU, 1980, Tz. 1439).

Die tatsächliche Belastungssituation 23 Jahre später zeigt, dass dieser Test nicht bestanden worden ist. Trotz zum Teil durchaus beachtlicher Erfolge im Hinblick auf einzelne Schadstoffe (Tz. 46 ff.;157 ff.) kann insgesamt – weder für die Nordsee noch für die Ostsee – von einer Entwarnung gesprochen werden. Dies gilt vor allem und gerade für die Belastung beider Meere mit persistenten organischen Schadstoffen (POP) und hormonell wirksamen Stoffen, aber auch noch immer für einige Schwermetalle. Bedenklich ist zudem der Nachweis so genannter neuer (polarer) Stoffe in der Meeresumwelt.

Der Umweltrat hat ferner 1980 sowie erneut 1996 erhebliche Lücken bei der Umsetzung internationaler Zielvorgaben durch konkrete staatliche Maßnahmen festgestellt (SRU, 1980, Tz. 1438; 1996a, Tz. 357). An diesem Ausfüllungsdefizit hat sich bis heute nicht grundlegend etwas geändert.

3.2.1.1 Das international vereinbarte Generationenziel

291. Die Vermeidung beziehungsweise Reduzierung von Schadstoffeinträgen in die Nordsee ist seit 1984 Thema der Internationalen Nordseeschutz-Konferenzen (INK). Auf den Konferenzen wurden inzwischen Maßnahmen zur Reduzierung von über 30 Schadstoffen verabschiedet. Darüber hinaus einigten sich die Minister der Nordseeanrainerstaaten sowie die Vertreter der EG auf Verwendungsbeschränkungen beziehungsweise Verbote bestimmter Pflanzenschutzmittel. Diese Vorgaben wurden 1995 in der Esbjerg-Erklärung der 4. INK zum so genannten Generationenziel weiterentwickelt (INK, 1995). Danach sollen innerhalb einer Generation bis 2020 die Einleitungen, Emissionen und diffusen Verluste von gefährlichen Stoffen aus Produkten und ihren Herstellungsprozessen beendet werden. Als gefährlich werden dabei explizit auch persistente, bioakkumulierende und toxische – PBT – Stoffe eingestuft. Langfristig, also über das Generationenziel hinausgehend, wird die Erhaltung beziehungsweise Wiederherstellung der natürlichen Stoffkonzentration in der Meeresumwelt angestrebt, das heißt für synthetische Stoffe sind Konzentrationen „nahe Null“ und für natürlich vorkommende Substanzen Konzentrationen nahe den natürlichen Hintergrundwerten zu erreichen.

292. Die OSPAR-Vertragsparteien haben das Generationenziel der 4. INK auf der Ministerkonferenz 1998 in Sintra, Portugal, für den gesamten Nordost-Atlantik übernommen. Parallel dazu verabschiedeten sie die „Hazardous Substances Strategy“, die der Erreichung von Null-Emissionen bis zum Jahr 2020 dienen soll (OSPAR, 1998b). Die OSPAR-Definition gefährlicher Substanzen basiert ebenfalls auf PBT-Stoffeigenschaften. Daneben werden ausdrücklich hormonell wirkende Stoffe benannt. Auf dieser Grundlage ist im Rahmen der erwähnten OSPAR-Strategie und des OSPAR-Aktionsplans für 1998 bis 2003 (OSPAR, 2000f) eine – dynamische – Liste mit derzeit rund 400 Substanzen erarbeitet worden, die als „gefährlich“ angesehen werden. Innerhalb dieser Liste wird anhand speziell auf die Meeresumwelt zugeschnittener Kriterien (WIANDT und POREMSKI, 2002; Tz. 297, 301) eine wiederum dynamische Auswahl von Stoffen getroffen, für die vorrangig Reduktionsmaßnahmen anzustrengen sind. Gegenwärtig ist dies gemäß der „OSPAR-Liste von Substanzen für prioritäre Maßnahmen“ (OSPAR 2003a, Annex 12) für die in Tabelle 3-3 genannten Stoffe vorgesehen. Mehrere OSPAR-Empfehlungen betreffen darüber hinaus gesondert Maßnahmen zur Reduzierung von Pflanzenschutzmitteleinträgen.

Tabelle 3-3

Liste von Substanzen für prioritäre Maßnahmen im Nordseegebiet

Aromatische Kohlenwasserstoffe	
	4-tert-Butyltoluol
Metalle	
	Cadmium
Metalle/Metallorganische Verbindungen	
	Blei und organische Bleiverbindungen
	Quecksilber und organische Quecksilberverbindungen
Organometallische Verbindungen	
	Organozinnverbindungen
Organische Ester	
	Ethenylneodecanoat
Organohalogene	
	Perfluoroctanylsulphonsäure und ihre Salze (PFOS)
	Tetrabrombisphenol A (TBBP-A)
	Hexachlorcyclopentadien (HCCP)
	1,2,3-Trichlorbenzol
	1,2,4- Trichlorbenzol
	1,3,5- Trichlorbenzol
	bromierte Flammschutzmittel
	polychlorierte Biphenyle (PCB)
	polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF)
	kurzkettige Chlorparaffine
Organische Stickstoffverbindungen	
	N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-1,4-phenylendiamin (6PPD)
Organophosphate	
	Triphenylphosphin
Organosilikane	
	Hexamethyldisiloxan (HMDS)
Pestizide/Biozide/Organohalogene	
	Dicofol
	Endosulfan
	Hexachlorcyclohexan-Isomere (HCH)
	Methoxychlor
	Pentachlorphenol (PCP)
	Trifluralin
Pharmazeutika	
	Clotrimazol

noch Tabelle 3-3

Phenole	
	2,4,6-Tri-tert-butylphenol
	Nonylphenol/ Nonylphenolethoxylate und verwandte Substanzen
	Octylphenol
Phthalsäureester	
	bestimmte Phthalate: Dibutylphthalat, Diethylhexylphthalat
Polyzyklische aromatische Verbindungen	
	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
Synthetische Moschusverbindungen	
	Moschus Xylol

Quelle: OSPAR 2003a, Annex 12, verändert

293. Mit der HELCOM-Empfehlung 19/5 von 1998 hat das Generationenziel bezüglich gefährlicher Stoffe für das Ostseegebiet Gültigkeit erlangt (HELCOM, 1998c). Die Vertragsparteien des Helsinki-Übereinkommens haben sich darauf verständigt, Einleitungen, Emissionen und diffuse Verluste gefährlicher Stoffe in die Ostsee bis 2020 einzustellen. Zu den gefährlichen Stoffen zählen auch hier die so genannten PBT-Stoffe. Die HELCOM- Empfehlung enthält eine Liste mit einer Vielzahl von für die marine Umwelt relevanten Schadstoffen. Für die in Tabelle 3-4 genannten Stoffe beziehungsweise Stoffgruppen sollen prioritär Maßnahmen ergriffen werden.

In einer Empfehlung aus dem Jahr 1995 waren zuvor bereits Maßnahmen zur Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleintrags festgelegt worden.

294. Der Umweltrat unterstützt ausdrücklich diese Zielvereinbarungen für die Nord- und Ostsee. Sie stellen eine zutreffende und notwendige Konkretisierung der insbesondere 1992 in Rio de Janeiro angestoßenen und 2002 in Johannesburg fortgeführten Nachhaltigkeitsdiskussion dar. Leider erfolgt die Umsetzung nur zögerlich. Die Aktivitäten der regionalen Meeresschutz-Übereinkommen beschränken sich im Wesentlichen auf die Erarbeitung von Hintergrunddokumenten. Im Übrigen wird maßgeblich auf Instrumente der EG verwiesen, so insbesondere auf die Chemikalienpolitik und die Wasserrahmenrichtlinie. Im Rahmen der EG wird aber nach Auffassung des Umweltrates zu wenig unternommen, um in den bis 2020 verbleibenden 16 Jahren die Vorgabe der Null-Emissionen in Nord- und Ostsee realistischerweise erfüllen zu können. Auch die Umweltminister der 5. INK und der OSPAR-Vertragsstaaten sowie Vertreter der Generaldirektion Umwelt der EU-Kommission selbst stellen in der Bergen-Erklärung vom März 2002 (INK, 2002b) beziehungsweise in der Bremen-Deklaration vom Juni 2003 (OSPAR, 2003b) fest, dass es ergänzender Aktivitäten bedarf, um das 2020-Ziel erfüllen zu können. Dann aber müssen umgehend auf Gemeinschaftsebene zusätzliche Maßnahmen ergriffen werden.

Die in der Vergangenheit festgestellten Vorbehalte der Mitgliedstaaten gegenüber EG-Maßnahmen zum Schutz der Meeresumwelt und damit gegenüber einer „Vergemeinschaftung“ der Meere (KRÄMER, 2003, S. 199 f.; 1996, S. 169 f.; NOLLKAEMPER, 1997, S. 169; BOTHE, 1996, S. 329 ff.) sind nach Auffassung des Umweltrates nicht gerechtfertigt und nicht sachgerecht. Zwar sind diejenigen Mitgliedstaaten, die gleichzeitig Vertragsstaaten des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens sind, auch einzeln aus den beiden Übereinkommen verpflichtet. Werden auf Gemeinschaftsebene keine (ausreichenden) Aktivitäten unternommen, sind gleichwohl Deutschland sowie die anderen Vertragsstaaten gehalten, national unabhängig von der EG die erforderlichen Schritte zu veranlassen. Indes fallen gerade Stoffverbote und Anwendungsbeschränkungen weitgehend in die Zuständigkeit der Gemeinschaft. Originäres Ziel der gemeinschaftlichen Chemikalienpolitik ist die Vereinheitlichung des Binnenmarktes mit der Folge, dass die nationalen Handlungsspielräume in Bezug auf Maßnahmen zur Schadstoffregulierung begrenzt sind. Sie sind nur unter den Voraussetzungen des Artikel 95 Abs. 4 und Abs. 5 EG beziehungsweise des Artikel 176 EG bei Umweltschutzrichtlinien zulässig. Auch wenn etwa das Beispiel der Niederlande zeigt, dass einseitige Maßnahmen keineswegs ausgeschlossen sind, ist gleichwohl vorrangig auf gemeinschaftsweite Regelungen zur Umsetzung der international vereinbarten Ziele hinzuwirken. Die Niederlande haben – in konsequenter Umsetzung eines unter dem OSPAR-Regime weiter geltenden PARCOM-Beschlusses – die Verwendung von Chlorparaffinen verboten. Dieses nationale Verbot ist von der EU-Kommission akzeptiert worden, seine Aufrechterhaltung steht aber immer wieder zur Diskussion. Bereits die Unsicherheiten im Hinblick auf das Vorliegen der Zulässigkeitsvoraussetzungen für nationale Stoffverbote verhindern, dass solche einzelstaatlichen Maßnahmen als regelmäßige und effektive Instrumente an die Stelle von Gemeinschaftsrecht treten.

Tabelle 3-4

Ausgewählte Substanzen für sofortige prioritäre Maßnahmen im Ostseegebiet

Alkane	
	Kurzkettige Chlorparaffine
	Chloroform
Phenole	
	Nonylphenolethoxylat und seine Abbau- beziehungsweise Umwandlungsprodukte
	Nonylphenol, 4-
Xylole	
	Moschusxylol
Carboxylatester	
	Diethylhexylphthalat
	Dibutylphthalat
Metallische Verbindungen (Schwermetallverbindungen)	
	Cadmium und seine Verbindungen
	Blei und seine Verbindungen
	Quecksilber und seine Verbindungen
	Selen und seine Verbindungen
Pflanzenschutzmittel/Biozide	
	1,2-Dibromethan
	2,4,5-T
	Acrylnitril
	Aldrin
	Aramite
	beta-HCH
	Chlordan
	Chlordecon (Kepone)
	Chlordimeform
	DDT
	Dieldrin
	Endrin
	Fluoressigsäure und ihre Verbindungen
	HCH
	Heptachlor
	Hexachlorbenzol
	Isobenzan

noch Tabelle 3-4

noch **Pflanzenschutzmittel/Biozide**	
	Isodrin
	Kelevan
	Lindan
	Mirex
	Morfamquat
	Nitrophen
	Pentachlorphenol
	Quintozen
	Toxaphen
	Organozinnverbindungen
Polyzyklische halogenierte aromatische Verbindungen	
	Hexabrombiphenyl
	PCB
	PCT (Gemisch)
	TCDD, PCDD, PCDF
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	
	PAK

Quelle: HELCOM, 1998c, Annex 3, deutsche Übersetzung

3.2.1.2 Gefährliche Stoffe in Nord- und Ostsee: Maßnahmen der EU und ihre nationale Umsetzung

295. Die EU-Kommission strebt ausweislich ihrer Mitteilung über eine künftige Meeresschutzstrategie ebenfalls das langfristige Ziel an, in der Meeresumwelt Konzentrationen natürlich vorkommender gefährlicher Stoffe nahe den natürlichen Hintergrundwerten und synthetischer Stoffe „nahe Null“ zu erreichen (EU-Kommission, 2002a, S. 22). Nicht übernommen wird hingegen das Generationenziel, bis 2020 zu Null-Emissionen zu gelangen. Der Umweltrat befürchtet, dass es ohne derartige zeitliche Vorgaben und damit ohne festgelegte und überprüfbare Zwischenziele bei einer bloßen Absichtsbekundung im Hinblick auf das formulierte endgültige Ziel bleiben wird. Hinzukommt, dass die EU-Kommission als Maßnahmen lediglich die aktive Förderung der Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie sowie die Einbeziehung der Ziele dieser Richtlinie in die Ausgestaltung einschlägiger Gemeinschaftspolitiken, insbesondere der Chemikalien- und Pflanzenschutzmittelpolitik benennt (EU-Kommission, 2002a, S. 27). Die Einbeziehung umweltpolitischer Ziele in andere Politiken sowie die Aufgabe der Kommission, für die Durchführung des gemeinschaftlichen Sekundärrechts zu sorgen, ergeben sich aber schon jetzt aus der – sogar in den Rang der allgemeinen Grundsätze erhobenen – Querschnittsklausel des Artikel 6 EG sowie aus Artikel 211 EG und stellen insofern lediglich die Wiedergabe ohnehin bestehender primärrechtlicher Verpflichtungen dar. Was darüber hinaus konkret unternommen werden soll, um Konzentrationsniveaus für gefährliche Stoffe nahe den natürlichen Hintergrundwerten beziehungsweise „nahe Null“ zu erreichen, bleibt im Prinzip unbeantwortet. Ebenso wenig werden in der „Gemeinschaftsstrategie für Dioxine, Furane und polychlorierte Biphenyle“ (EU-Kommission, 2001c) legislative Änderungen vorgeschlagen, auch hier wird auf die ordnungsgemäße Durchsetzung der vorhandenen Gemeinschaftsvorschriften verwiesen. Allein mit den bereits existierenden Regelungen wird sich jedoch nicht nur das von der EU-Kommission definierte Endziel, sondern selbst ein weniger ehrgeiziger Meeresumweltschutz nicht verwirklichen lassen. Im Einzelnen:

3.2.1.2.1 Wasserrahmenrichtlinie und Meeresumweltschutz

296. Die Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) wird zukünftig maßgeblich das Gewässerschutzrecht der EG prägen; sie führt die bislang

bestehende Vielzahl gewässerschutzrelevanter Einzelregelungen zusammen, der sektorale Ansatz der bisherigen Regelungen wird aufgegeben (SRU, 2000, Tz. 638 f. und näher SRU, 2004, Kapitel 5). Die Wasserrahmenrichtlinie betrifft direkt auch einen Teil der marinen Gewässer. Für Oberflächengewässer ist bis 2015 das Ziel eines „guten ökologischen Zustandes“ bis zu einer Seemeile von der Küstenlinie und das Ziel eines „guten chemischen Zustandes“ in einem Bereich bis zu zwölf Seemeilen zu erreichen.

In der AWZ gelten diese qualitativen Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie zwar nicht unmittelbar. Der Umweltrat weist in diesem Zusammenhang allerdings darauf hin, dass der Wirkbereich der Wasserrahmenrichtlinie über ihren direkten Anwendungsbereich hinausgeht. Das entspricht dem Grundsatz, der für den atmosphärischen Schadstofffferntransport anerkannt und aus Vorsorgegründen unerlässlich ist (KOCH, 1996; KOCH und CASPAR, 1996, S. 116). Für den weiträumigen Transport im Medium Wasser kann nichts anderes gelten. Beispielsweise können polychlorierte Biphenyle und bromierte Flammschutzmittel gerade aufgrund ihrer geringen Abbaubarkeit über weite Strecken über die Atmosphäre oder über Flüsse und das Meer transportiert werden. Dementsprechend sollen Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme nach der Wasserrahmenrichtlinie auch zum Schutz der Hoheits- und Meeresgewässer beitragen (21. Erwägungsgrund, Artikel 1). Ausdrücklich und ohne Seemeilenbegrenzung wird zudem das Endziel der Richtlinie dahin gehend definiert, die Eliminierung prioritärer gefährlicher Stoffe zu erreichen und dazu beizutragen, dass in der Meeresumwelt für natürlich vorkommende Stoffe Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte erreicht werden (27. Erwägungsgrund).

Aus dem Vorstehenden folgt, dass bei Umsetzung und Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie durch die Mitgliedstaaten nicht allein die küstennahen Gewässer bis zu einer – in keiner Weise an natürlichen Gegebenheiten orientierten – Entfernung von einer Seemeile bzw. zwölf Seemeilen, sondern auch die Meere insgesamt in den Blick zu nehmen und bei der Erteilung von Emissionsgenehmigungen für gefährliche Stoffe zu berücksichtigen sind.

297. Der „gute chemische Zustand“ stellt die eigentliche Vorgabe der Wasserrahmenrichtlinie für gefährliche Stoffe dar. Für eine Reihe von im Anhang der Richtlinie genannten gefährlichen Stoffen obliegt es originär den Mitgliedstaaten, Festlegungen zu treffen. Die (wasserrechtliche) Relevanz dieser Stoffe hängt mithin davon ab, ob ihr Eintrag gemäß den Bestimmungen des jeweiligen Mitgliedstaates als signifikant zu bezeichnen, das heißt eine Überschreitung der nationalen Emissions- und Qualitätsnormen zu befürchten ist (IRMER, 2003, S. 57).

Für 33 so genannte prioritäre Stoffe, auf die sich Ministerrat und Europäisches Parlament 2001 in einer Liste verständigt haben (Entscheidung Nr. 2455/2001/EG), sollen hingegen gemeinschaftsweit bis 2004 Maßnahmen zur schrittweisen Verringerung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten erarbeitet werden. Diese prioritären Stoffe müssen bei einem Eintrag aus diffusen und punktförmigen Quellen obligatorisch gemessen werden (IRMER, 2003, S. 57). Konkret handelt es sich um die in Tabelle 3-5 genannten Stoffe.

In dieser Liste fehlen mehrere gefährliche Stoffe, die eine erhebliche Bedrohung für die Meeresumwelt darstellen und deshalb von der OSPAR und HELCOM in deren jeweilige Listen aufgenommen worden sind (Tz. 292, 293 sowie SRU, 2003b). Dazu gehören unter anderem PCB, mehrere Dioxin-Isomere und eine Anzahl von bromierten Flammschutzmitteln. Auch wenn etwa die Verwendung und das Inverkehrbringen von PCB inzwischen sowohl in Deutschland als auch gemeinschaftsweit verboten sind, kommen PCB weiterhin in der Meeresumwelt vor. PCB sind in bereits hergestellten Produkten und in Abfällen vorhanden und können aus diesen in die Umwelt und damit auch in die Meere gelangen. Außerdem ist die Herstellung als solche bislang nicht verboten.

Ergänzungsbedarf und die Notwendigkeit eines Abgleichs sieht der Umweltrat zudem und gerade, weil auch die elf Stoffe, die derzeit unter den 33 Stoffen als „prioritär gefährlich“ eingestuft werden sollen (in der Liste mit einem * gekennzeichnet) nicht die von HELCOM ausgewählten Stoffe „for immediate priority action“ und die „OSPAR List of Chemicals for Priority Action“ abdecken (Tz. 292, 293). Nur für die als „prioritär gefährlich“ identifizierten „prioritären Stoffe“ sieht die Wasserrahmenrichtlinie aber überhaupt explizit die Beendigung und nicht lediglich die Verringerung der Einleitungen, Emissionen und Verluste vor (Artikel 16 Abs. 1). Entgegen den internationalen Vorgaben wird unter dem gegenwärtigen Regime der Wasserrahmenrichtlinie gemeinschaftsweit also allenfalls der Eintrag eines Bruchteils der tatsächlich persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Stoffe in die Meeresumwelt beendet werden.

Die mangelnde Übereinstimmung mit den internationalen Vorgaben resultiert zum einen daraus, dass die Beschränkung auf 33 Stoffe nicht naturwissenschaftlich begründet, sondern auf die begrenzte verwaltungstechnische Rechtssetzungskapazität der EU-Kommission zurückzuführen ist (LANZ und SCHEUER, 2001, S. 33; siehe auch SRU, 2004, Kapitel 5). Des Weiteren haben die EU und die regionalen Meeresschutz-Kommissionen unterschiedliche Methoden zur Identifizierung und verschiedene Kriterien zur Bewertung der Gefährlichkeit chemischer Substanzen entwickelt. Ein bedeutender Aspekt ist dabei die unterschiedliche Beurteilung der Stoffe gerade im Hinblick auf ihre spezifische Gefährlichkeit für die Meeresumwelt (SRU, 2003b, S. 3). So wurde das im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie angewandte COMMPS-Verfahren (Combined Monitoring-based and Modelling-based Priority Setting) etwa durch eine OSPAR-Arbeitsgruppe im Hinblick auf die spezifischen Bedingungen im Meer ergänzt, indem beispielsweise der Persistenz und dem Potenzial eines Stoffes zur Bioakkumulation mehr und seiner direkten ökotoxikologischen Wirkung weniger Gewicht zugemessen werden (WIANDT und POREMSKI, 2002). Der Umweltrat wiederholt deshalb seine Forderung (SRU, 2003b, S. 3), die Bewertungsverfahren zu harmonisieren, die EU-Liste entsprechend zu erweitern

Tabelle 3-5

Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie

Organische Chemikalien	Metalle	Pflanzenschutzmittel
Anthracen**	Cadmium und Cadmiumverbindungen*	Alachlor
Benzol	Blei und Bleiverbindungen**	Atrazin**
Bromierte Diphenylether*	Quecksilber*	Chlorfenvinphos
C_{10} - C_{13}-Chloralkane*	Nickel und Nickelverbindungen	Chlorpyrifos[1], **
1,2-Dichlorethan		Diuron[1], **
Dichlormethan		Endosulfan**
Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)**		Hexachlorbenzol*
Fluoranthen		HCH (Lindan)*
Hexachlorbutadien*		Isoproturon[1], **
Naphthalin**		Pentachlorphenol**
Nonylphenole* (p-Nonylphenol)		Simazin**
Octylphenole** (para-tert-O)		Tributylzinnverbindungen (TBT-Kation)*
Pentachlorbenzol*		Trifluralin[1], **
PAK* (Benzo-a-pyren, Benzo-b-fluoranthen, Benzo-ghi-perylen, Benzo-k-fluoranthen, Indeno-1, 2,3-cd-pyren)		
Trichlorbenzole** (1,2,4-TB)		
Trichlormethan (Chloroform)		

[1] zugelassene Pflanzenschutzmittel; * erfolgte Identifizierung als prioritär gefährlicher Stoff; ** Prüfung auf zusätzliche prioritär gefährliche Stoffe

Quelle: IRMER, 2003

und sämtliche Stoffe, die von der OSPAR und HELCOM als Stoffe für prioritäre Maßnahmen angesehen werden, auch als prioritäre gefährliche Stoffe im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie zu qualifizieren.

298. Nach den Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie obliegt es der EU-Kommission zudem lediglich, ihre Vorschläge für die allmähliche Beendigung der Einträge der (wenigen) prioritären gefährlichen Stoffe an einem zeitlichen Rahmen von 20 Jahren zu orientieren. Sie ist nach dem Gemeinschaftsrecht also nicht auf das Generationenziel bis 2020 verpflichtet.

3.2.1.2.2 Chemikalienpolitik und Meeresumweltschutz

299. Der Umweltrat hat mehrfach einen umfassenden Reformbedarf des derzeitigen Systems der Chemikalienkontrolle festgestellt (SRU, 2002a, 2000, 1999, 1998). Er hat sich in diesem Zusammenhang unter anderem mit den vier grundlegenden Rechtsquellen der EG, nämlich der Gefahrstoffrichtlinie (67/548/EWG), der entsprechenden Richtlinie für gefährliche Zubereitungen (88/379/EWG bzw. 99/45/EG), der Altstoffverordnung (VO (EWG) Nr. 793/93) sowie der so genannten Beschränkungsrichtlinie (76/769/EWG) auseinander setzt. Nach diesen Vorschriften liegt derzeit die Beweislast bei den Behörden, wenn sie einen Schadstoff verbieten oder zumindest dessen Verwendung einschränken wollen. Langzeitwirkungen etwa von bioakkumulierenden Substanzen lassen sich aber in der Regel nur schwer bestimmen, eindeutige Kausalketten sind die Ausnahme. Ein nachträgliches Zulassungsverfahren für die große Zahl der so genannten Altstoffe, also diejenigen Chemikalien, die vor dem 18. September 1981 bereits in den Verkehr gebracht worden waren, gibt es bislang nicht. Die Altstoffe machen

mehr als 99 % der Gesamtmenge der auf dem Markt befindlichen Stoffe aus. Lediglich für rund 140 dieser Altstoffe erfolgt gegenwärtig eine Bewertung im Rahmen der Altstoff-Verordnung. In der Praxis wurden Beschränkungsentscheidungen von der EU-Kommission regelmäßig erst vorgeschlagen beziehungsweise erlassen, wenn sich bereits eine konkrete Gefahr beziehungsweise ein hohes Risiko abzeichnete (CALLIESS, 2003, S. 41; GINZKY, 2000, S. 134). Möglichkeiten zu vorläufigen Risikominderungsmaßnahmen sind nicht vorgesehen. Immerhin hat der Europäische Gerichtshof (EuGH) zwischenzeitlich klargestellt, dass eine abschließende, umfassende Risikobewertung nicht unbedingt Voraussetzung einer Stoffbeschränkung sein muss (Rs. C-473/98 – „Kemikalieninspektion").

300. Ebenso wenig wie das gegenwärtige Chemikalienrecht der EG kennt das deutsche Chemikaliengesetz bislang ein Zulassungs- oder Genehmigungsverfahren. Es gibt kein präventives Verbot mit Erlaubnisvorbehalt, sondern allein Anmeldeverfahren mit Kontrollmöglichkeiten und Möglichkeiten zum nachträglichen Einschreiten. Als Gründe werden mangelnde administrative Kontrollkapazitäten sowie die Erhaltung der Innovationsfähigkeit der chemischen Industrie genannt (PACHE, 2002, S. 518). Ersteres vermag bereits in Anbetracht der Sachfremdheit des Arguments schwerlich zu überzeugen. Letzterem ist der Umweltrat erst kürzlich in einer Stellungnahme entgegen getreten (SRU, 2003c).

301. In Bezug auf den Meeresumweltschutz ist darüber hinaus das folgende relevant: Die Risikobewertung im EG-Chemikalienrecht erfolgt gemeinschaftsweit auf der Grundlage von Bewertungsschemata, die für Neu- beziehungsweise Altstoffe vorgegeben und in so genannten Technical Guidance Documents der EU-Kommission weiter konkretisiert werden. Nach diesem Bewertungsschema wird eine im Labor an Standardorganismen wie zum Beispiel Fischen ermittelte Effektschwelle mit der geschätzten Konzentration in der Umwelt verglichen. Liegt die erwartete Konzentration des jeweiligen Stoffes in der Umwelt („Predicted Environmental Concentration" – PEC) höher als diejenige Konzentration, die voraussichtlich noch keine Auswirkungen auf die Umwelt verursachen würde („Predicted No Effect Concentration" – PNEC), gibt der Stoff Anlass zur Besorgnis. Laborergebnisse lassen sich aber generell nur sehr begrenzt auf komplexe Ökosysteme wie die Ostsee oder die Nordsee mit dem Wattenmeer übertragen. Außerdem trägt das PEC/PNEC-Verfahren den besonderen Bedürfnissen des Meeresumweltschutzes nicht Rechnung. Vorausgesetzt wird nämlich eine konkrete Dosis-Wirkungsbeziehung. Das PEC/PNEC-Verfahren „greift" überhaupt erst ab einer bestimmten Dosis: Um in Anbetracht der Verdünnung in Meeresgewässern eine unmittelbare Wirkung nachweisen zu können, müssten zumindest für einige Schadstoffe ganz erhebliche Einträge zugelassen werden. Die Verdünnung führt in Anbetracht der Senkenfunktion der Meere und der Anreicherung über lange Zeiträume in Sedimenten und Meeresorganismen jedoch oftmals gerade nicht zur Unschädlichkeit der Schadstoffe.

Dieser sensiblen Situation lässt sich nach Auffassung des Umweltrates nur durch eine Risikobewertung gerecht werden, die auf konkrete Wirkungsbezüge – risk assessment – abstellt, aber ergänzt wird durch eine Bewertung der inhärenten Stoffeigenschaften – hazard assessment – (POREMSKI und WIANDT, 2000, S. 63 ff.; LELL, 2001, S. 144; siehe auch HELCOM, 1998c, Annex 3.2). Das bedeutet insbesondere, dass bioakkumulierende und persistente Stoffe unabhängig von der Ermittlung einer kritischen Wirkungsschwelle, sondern allein aufgrund dieser Eigenschaften und deren Bedeutung unter anderem für die Meere verboten und nur in Ausnahmefällen zugelassen werden sollten. Hiermit würde das Generationenziel konsequent in die Chemikalienpolitik umgesetzt werden. Im Falle einer ausnahmsweisen Zulassung ist zudem die Anordnung von Verwendungsbeschränkungen zu prüfen. Der Zulassungsentscheidung vorangehen muss ein Abgleich der gemeinschaftlichen Kriterien für die Einstufung von Stoffen als persistent, bioakkumulierbar und toxisch sowie sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB) mit den diesbezüglich von OSPAR und HELCOM gerade in Bezug auf den Schutz der Meeresumwelt entwickelten Maßstäben (SRU, 2003b, S. 4). So wird auf EU-Ebene zwar zwischenzeitlich der Besonderheit der Meeresumwelt Rechnung getragen, in dem das oben genannte Technical Guide Document ein eigenes Kapitel zur Risikobewertung bei Stoffeinträgen in die Meere aufgenommen wurde. Gleichwohl bleibt die Beurteilung auch nach den aktuellen Technical Guidance Documents für PBT-Stoffeigenschaften noch immer hinter den OSPAR- und HELCOM-Bestimmungen zurück, indem beispielsweise in Bezug auf die Persistenz die von beiden Meeresschutz-Kommissionen zugrunde gelegten Halbwertszeiten kürzer bemessen sind.

Das REACH-System

302. Die EU-Kommission hat im Oktober 2003 einen Verordnungsvorschlag vorgelegt, auf dessen Grundlage das Chemikalienrecht grundlegend novelliert werden soll. Eingeführt werden soll das so genannte REACH (Registration-Evaluation-Authorisation of Chemicals)-System (ausführlich SRU, 2003c, 2002a sowie 2004, Kapitel 11). Beabsichtigt ist unter anderem ein Zulassungsverfahren für Alt- und Neustoffe mit besonders besorgniserregenden Stoffeigenschaften. Kandidatenstoffe für das Zulassungsverfahren sollen alle kanzerogenen, mutagenen und reproduktionstoxischen (CMR-) Stoffe sowie PBT- und vPvB-Stoffe werden. Außerdem können die Mitgliedstaaten die Aufnahme anderer, ähnlich Besorgnis erregender Stoffe in das Zulassungsverfahren beantragen. Hierunter können grundsätzlich auch endokrin wirkende Stoffe fallen. Pflanzenschutzmittel und Biozide unterliegen diesem Zulassungsverfahren nicht, da sie bereits Gegenstand anderweitiger Regelungen sind (dazu Tz. 305 f.).

303. Mit der Einbeziehung von PBT- und vPvB-Stoffen in das REACH-System würden grundsätzlich maßgebliche OSPAR- und HELCOM-Vorgaben in die europäische Chemikalienpolitik integriert werden. Der Umweltrat bedauert jedoch, dass in dem vorliegenden Verordnungsentwurf nicht zugleich vorgesehen ist, die in EU-Technical

Guidance Documents festgeschriebenen PBT-Kriterien an die schärferen PBT-Kriterien anzupassen, die der Stoffauswahl im Rahmen von OSPAR und von HELCOM zugrunde liegen. Denn der REACH-Entwurf entspricht insoweit den aktuellen Technical Guidance Documents aus 2003. Da die Feststellung von PBT-Stoffeigenschaften die Grundlage weiterer Entscheidungen und Voraussetzung für die Einbeziehung in das Zulassungsverfahren ist, würde – sollte der gegenwärtige Verordnungsvorschlag verabschiedet werden – ein Schritt hin zur weiteren Integration des Meeresumweltschutzes in die Chemikalienpolitik versäumt werden.

304. Als problematisch erachtet der Umweltrat auch die Zulassungsbedingung der „adäquaten Kontrolle“. Hersteller müssen bei ihrem Zulassungsantrag ihren Sicherheitsbericht (CSR) vorlegen, in dem sie belegen müssen, dass das Stoffrisiko adäquat kontrolliert wird. Die adäquate Kontrolle eines Risikos wird – ganz in der Tradition der Risikoanalysen der bisherigen Altstoffkontrolle – nach der Definition von Annex I dann angenommen, wenn die Exposition unter den vorhergesagten oder abgeleiteten „no effect levels“ liegt beziehungsweise, wenn die Wahrscheinlichkeit und Schwere eines Ereignisses „vernachlässigbar“ ist. Wie oben dargelegt, bieten die im Laborversuch gewonnenen Testergebnisse im Hinblick auf den Meeresumweltschutz aber keine hinreichend verlässlichen Aussagen zum Risiko. Unklar bleibt auch, ob der Begriff das Vorsorgeprinzip hinreichend beachtet. Problematisch ist nach Auffassung des Umweltrates darüber hinaus ein Rückgriff auf nach der Wasserrahmenrichtlinie oder der IVU-Richtlinie erteilte Emissionsgenehmigungen wegen der hier bestehenden Spielräume bei der Festlegung von Emissionsgrenzwerten. Zudem würden Schadstoffverwendungen von vornherein unter Hinweis auf eine Genehmigung etwa nach der Wasserrahmenrichtlinie oder der IVU-Richtlinie vom Zulassungsprozess ausgeschlossen werden, obwohl gerade dem Chemikalienrecht die Entscheidung über Stoffverbote und Verwendungsbeschränkungen obliegt. Wasserrechtliche Genehmigungen nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) beziehungsweise den Landeswassergesetzen und Genehmigungen auf der Grundlage des Bundes – Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) legen Grenzwerte für die Emissionen unter anderem von Schadstoffen fest und können für den jeweiligen Einzelfall Mengen- und Verwendungsbeschränkungen vorsehen. Weder das WHG noch das BImSchG ermöglichen jedoch Herstellungsverbote, die Untersagung des Inverkehrbringens oder generelle Verwendungsbeschränkungen eines Schadstoffes. Es gilt die „Hierarchie“ der verschiedenen Instrumente zu beachten: Richtigerweise muss die Zulassungsentscheidung der Erteilung einer Emissionsgenehmigung und repressiven Kontrollen vorausgehen. Letztere dürfen nicht umgekehrt die Zulassungsentscheidung entbehrlich machen. Der Umweltrat sieht hier deswegen dringenden Konkretisierungs- beziehungsweise Verbesserungsbedarf.

Pflanzenschutzmittel und Biozide

305. Das Inverkehrbringen und die Verwendung, nicht allerdings die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln, die unter anderem Quecksilberverbindungen, DDT, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, HCH, Heptachlor, Hexachlorbenzol, Camphechlor und Captaphol enthalten, sind gemeinschaftsweit verboten (Richtlinie 79/117/EWG über das Verbot des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die bestimmte Wirkstoffe enthalten).

306. Die Zulassung anderer Pflanzenschutzmittel in den Mitgliedstaaten ist durch die Gemeinschaft mit der Richtlinie über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (91/414/EWG) harmonisiert worden (SRU, 2002a, Tz. 725; 2004, Kapitel 4.4). Nur die in einer Positivliste aufgeführten Wirkstoffe dürfen zugelassen und damit verwendet werden. Über 850 Wirkstoffe, die vor dem 25. Juli 1993 zugelassen worden waren, sollten bis Juli 2003 einem Neubewertungsprozess durch die Hersteller unterzogen werden. Tatsächlich war eine solche Neubewertung bis Juli 2001 erst für 29 Wirkstoffe und damit bei weitem noch nicht einmal für die 90 Wirkstoffe erfolgt, die vorrangig hätten überprüft werden sollen (EU-Kommission, 2001d). Die EU-Kommission hatte daraufhin 2001 die Frist um fünf Jahre bis 2008 verlängert. Während sich zunächst die betroffenen Hersteller auch im Hinblick auf diese Fristverlängerung skeptisch geäußert hatten, entschieden sie 2002, 320 Wirkstoffe von vornherein nicht mehr dem Neubewertungsprozess zu unterziehen, sondern bis Ende 2003 vom Markt zu nehmen. Darüber hinaus hat die Kommission im Juli 2003 weitere 110 Wirkstoffe benannt (http://europa.eu.int/comm/food/fs/ph_ps/pro/index_en.htm). Seitens der Hersteller wurde Bereitschaft signalisiert, dem Vorschlag zu folgen und auch diese 110 Wirkstoffe bis Ende 2003 vom Markt zu nehmen. Entsprechendes gilt zusätzlich für 20 Stoffe, die die Neubewertung nicht bestanden haben (ENDS, 11. Juli 2003, issue 1482). Insgesamt werden demnach ab 2004 also 450 „Alt-Wirkstoffe“ nicht mehr auf dem europäischen Markt erhältlich sein.

Mit Blick auf die allgemeine Chemikalienkontrolle sieht der Umweltrat in dieser Entwicklung ein maßgebliches Indiz für die Notwendigkeit und Berechtigung der beabsichtigten Einbeziehung so genannter Altstoffe in das REACH-System. Zugleich zeigt sich anhand der Wirkstoffe, welches enorme Potenzial zur Verringerung der Stoffvielfalt tatsächlich trotz anfänglicher gegenteiliger Behauptungen der Hersteller besteht.

Im Rahmen der Thematischen Strategie zur nachhaltigen Nutzung von Pestiziden (EU-Kommission, 2002h) sollen ferner die Grundsätze der Wirkstoffbewertung überprüft werden. Dabei sind nach Auffassung des Umweltrates zunächst die Kriterien für die Einstufung von Stoffen als PBT sowie vPvB mit denen von OSPAR und HELCOM zu harmonisieren (Tz. 297). Daran anschließend sollten Pflanzenschutzmittel mit PBT-Eigenschaften künftig als grundsätzlich nicht mehr zulassungsfähig festgelegt werden. Der Umweltrat hält dies zur Erreichung der im Rahmen des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens zutreffend vereinbarten Zielvorgaben und damit für einen effektiven Meeresumweltschutz für erforderlich. Zugleich würde so der notwendige Gleichklang mit der

Definition gefährlicher Stoffe im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (Artikel 2 Nr. 29) sichergestellt werden.

307. Eine obligatorische Zulassung und Registrierung von Biozid-Produkten ist erst 1998 mit der Richtlinie 98/8/EG über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten (Biozidrichtlinie) eingeführt worden. Die nationale Umsetzung erfolgte durch entsprechende Ergänzungen des Chemikaliengesetzes. Erfasst werden neben den nichtagrarischen Schädlingsbekämpfungsmitteln, unter anderem Holzschutzmittel, Unterwasseranstriche und Konservierungs- und Desinfektionsmittel, die Schadorganismen töten und ihre Vermehrung hemmen sollen. Im Unterschied zur Pflanzenschutzmittelrichtlinie ist für Biozide bereits gegenwärtig eine vergleichende Risikobewertung vorgesehen, wonach Substanzen und Produkte mit hohem Risikopotenzial durch weniger gefährliche Alternativstoffe abgelöst werden können. Auch sind nach der Biozidrichtlinie im Unterschied zum (bisherigen) Pflanzenschutzrecht die Einhaltung von Konzentrationswerten in Sedimenten von Oberflächengewässern und generell eine mögliche Anreicherung in der Meeresumwelt zu berücksichtigen.

Biozide, die vor Mai 2000 in den Verkehr gebracht worden sind, müssen bis spätestens 2010 ein Überprüfungsprogramm durchlaufen. Auch hier scheint sich abzuzeichnen, dass einige aktive Komponenten das Prüfungsverfahren nicht bestehen werden (GÄRTNER, 2000). Der Umweltrat plädiert dafür, insbesondere auch Triazine und Diuron unverzüglich zu überprüfen. Diese Stoffe dürfen in Deutschland an Stelle von Organozinnverbindungen noch in Antifoulingfarben verwendet werden, während dies beispielsweise in Dänemark, Schweden, Großbritannien und den Niederlanden nicht mehr erlaubt ist (WWF, 2003, S. 29).

Insbesondere: Persistente organische Schadstoffe (POP)

308. Die EG sowie die Mitgliedstaaten haben die POP-Konvention (Stockholmer Übereinkommen) im Mai 2001 und das Protokoll zum regionalen UN/ECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen betreffend persistente organische Schadstoffe im Juni 1998 unterzeichnet. Endziel der Übereinkommen ist die Einstellung sämtlicher Einleitungen, Emissionen und Verluste von POP, wobei konkret zunächst für zwölf beziehungsweise 16 Stoffe Regelungen getroffen werden (SRU, 2000, Tz. 975 ff.): Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, Hexachlorbenzol (HCB), Heptachlor, Mirex, Toxaphen und PCB unterliegen nach dem Stockholmer Übereinkommen einem Verbot von Herstellung und Verwendung, es sei denn, es wurden generelle oder spezifische Ausnahmeregelungen gewährt. Beschränkungen für die Herstellung und Verwendung sind für DDT vorgesehen. Die Freisetzung von Dioxinen (polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen, PCDD), Furanen (Polychlordibenzofuranen, PCDF), PCB und HCB ist kontinuierlich zu verringern, längerfristig ist die Produktion einzustellen. Das UN/ECE-Protokoll sieht zusätzlich für Chlordecon und Hexabrombiphenyl Produktions- und Verwendungsverbote vor. Dagegen wird für Heptachlor, HCB und PCB sowie für DDT erst längerfristig eine Einstellung der Produktion angestrebt. Die Verwendung von DDT und PCB sowie von HCH soll allerdings zuvor streng beschränkt werden. Schließlich sind die Vertragsparteien nach dem UN/ECE-Protokoll verpflichtet, die Emissionen von Dioxinen, Furanen, PAK und HCB unter das Niveau des Jahres 1990 zu senken. Die EU-Kommission hat dem Ministerrat zum Abschluss des Stockholmer Übereinkommens und des UN/ECE-Protokolls im Juni 2003 zwei entsprechende Vorschläge unterbreitet (EU-Kommission, 2003c, 2003d). Der Umweltrat begrüßt ausdrücklich, dass beide Überkommen bereits durch die Bundesrepublik Deutschland ratifiziert worden sind.

Alle genannten 16 POP sind von HELCOM als Stoffe für sofortige prioritäre Maßnahmen eingestuft worden (Tz. 293), Entsprechendes gilt für PCDD, PCDF, HCB, HCH, PAK und PCB durch die OSPAR-Kommission (Tz. 292). Die übrigen POP werden von OSPAR aber bereits als Kandidatenstoffe für prioritäre Aktivitäten aufgeführt.

309. Das bestehende Gemeinschaftsrecht enthält außer für Mirex, Chlordecon und Hexabrombiphenyl für alle im Stockholmer Übereinkommen und im UN/ECE-Protokoll genannten POP Beschränkungen für das Inverkehrbringen und die Verwendung. Allerdings verbietet die Richtlinie 79/117/EWG lediglich die Verwendung bestimmter Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln (Tz. 305), dagegen sind das Inverkehrbringen und die Verwendung in Bioziden sowie industrielle Verwendungsmöglichkeiten nicht grundsätzlich untersagt. Vor allem fehlen auch Gemeinschaftsvorschriften, durch die die Herstellung der gegenwärtig in den beiden internationalen Übereinkommen genannten POP verboten wird, sowie ein rechtlicher Rahmen für ein Verbot der Herstellung neuer POP. Ein Herstellungsverbot ist in dem derzeitigen System der Chemikalienkontrolle ebenso wenig vorgesehen wie in der Pflanzenschutzmittel- und Biozidrichtlinie. Defizitär ist das Gemeinschaftsrecht im Hinblick auf die internationalen Vorgaben schließlich insofern, als mit Ausnahme für PCB keine Beschränkungen hinsichtlich der Verwertung POP-haltiger Abfälle existieren. Die beiden internationalen POP-Übereinkünfte erfassen hingegen zutreffend den gesamten Lebenszyklus der POP von der Produktion bis zur Beseitigung. Allerdings dient die Abfallverbrennungsrichtlinie (2000/76/EG) bereits der Umsetzung dieser völkerrechtlichen Vorgaben. Die Richtlinie normiert spezifische Anforderungen an den Verbrennungsprozess und legt eine Reihe von Emissionsgrenzwerten fest. Sie dürfte zu maßgeblichen Verringerungen der Schadstofffrachten, insbesondere auch mit Blick auf Dioxine und Furane führen. Im Übrigen könnten die bestehenden Lücken auf EG-Ebene prinzipiell durch das künftige REACH-System geschlossen werden. Die EU-Kommission geht jedoch davon aus, dass die endgültige Verabschiedung der neuen Rechtsvorschriften noch einige Zeit in Anspruch nehmen wird. Um gleichwohl alsbald entsprechende Durchführungsmaßnahmen verabschieden zu können, hat die Kommission im Juni 2003

einen Verordnungsvorschlag über POP vorgelegt (EU-Kommission, 2003e). Mit dem Verordnungsvorschlag würden die zentralen Regelungen der beiden internationalen POP-Übereinkünfte für die Herstellung, Verwendung und das Inverkehrbringen zielgerichtet hergestellter alter und neuer POP umgesetzt. Der Umweltrat begrüßt, dass beabsichtigt ist, die völkerrechtlich für einige Stoffe vorgesehenen Ausnahmemöglichkeiten nicht zu übernehmen. Mittelfristig sollen die vorgeschlagenen Maßnahmen sukzessiv in das neue Chemikalienrecht einbezogen werden.

Insbesondere: Organozinnverbindungen

310. Die Verwendung zinnorganischer Verbindungen, also insbesondere auch von Tributylzinn (TBT) in Antifoulingfarben ist seit Januar 2003 gemeinschaftsweit nunmehr für sämtliche Schiffe auch in der Berufsschifffahrt verboten (Richtlinie 2002/62/EG in Verbindung mit der Richtlinie 76/769/EWG). Mit der Verordnung (EG) Nr. 782/2003 vom 14. April 2003 werden hinsichtlich des Verbotes der Verwendung zinnorganischer Verbindungen auch Schiffe unter der Flagge der EU-MS erfasst, die in Werften außerhalb der EU mit Antifoulingfarben versehen werden. Ebenfalls verboten ist der Verkauf TBT-haltiger Schiffsanstriche in der EU. Dies entspricht einem – allerdings noch nicht in Kraft getretenen – Beschluss der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (International Maritime Organization – IMO). Über ein Verbot von Organozinnverbindungen in Neuanstrichen hinaus dürfen dem beschlossenen Übereinkommen zufolge ab 1. Januar 2008 zinnorganische Verbindungen als Antifouling überhaupt nicht mehr auf Schiffsrümpfen vorhanden sein, oder diese müssen mit einer Deckschicht (Sealer) versehen sein, die das Auslaugen dieser Verbindungen verhindern (SRU, 2000, Tz. 973).

3.2.2 Der Schutz vor Radionukliden

311. Während die radioaktive Belastung der Ostsee in erster Linie aus dem Tschernobyl-Fallout sowie aus dem Fallout der oberirdischen Atomwaffentests der 1950er und 1960er-Jahre resultiert (Tz. 182 f.), wird die Nordsee noch immer und zum Teil sogar wieder verstärkt durch radioaktive Einleitungen insbesondere aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield (Großbritannien) und in La Hague (Frankreich) belastet (Tz. 89 f.). Da trotz Kenntnis der Verhältnisse in Sellafield und in La Hague abgebrannte Brennelemente auch aus deutschen Atomkraftwerken unverändert in die beiden Anlagen transportiert werden, war und ist Deutschland zumindest indirekt an diesen Einleitungen beteiligt. Nach Auffassung des Umweltrates sollten jedoch geltende inländische Schutzstandards auch in Bezug auf die Wiederaufarbeitung von aus deutschen Kernkraftwerken stammenden Brennelementen im Ausland Berücksichtigung finden. Die sachliche Rechtfertigung der deutschen Schutzstandards, insbesondere des Gebots der „schadlosen Verwertung“, endet nicht an Ländergrenzen. Fehlen im Gemeinschaftsrecht zwingende Spezialvorschriften (sogleich Tz. 312), so wird die Erstreckung strengerer Umweltschutzanforderungen auch nicht als diskriminierend im Hinblick auf Warenverkehrs- und Dienstleistungsfreiheit zu werten sein (vertiefend SCHEUING, 1991).

Die radioaktiven Einleitungen erfolgen überdies, obwohl sich die OSPAR-Vertragsparteien 1998 neben dem Generationenziel für gefährliche Stoffe auch darauf verständigten, ebenfalls bis 2020 radioaktive Einleitungen, Emissionen und Verluste auf „nahe Null“ zu bringen. Bis 2000 hätten die radioaktiven Einleitungen bereits erheblich reduziert werden sollen. Strittig war bislang, welcher Emissionswert als rechnerischer Ausgangspunkt für die verlangten Reduzierungen gelten soll. Erst auf der Bremer OSPAR-Ministerkonferenz 2003 (OSPAR, 2003b) einigte man sich auf den Durchschnitt der Jahre 1995 bis 2001. Ausgehend von dieser Basis müssen die Einleitungen abnehmen. Die Versenkung radioaktiver Abfälle im Meer ist durch die OSPAR-Entscheidung 98/2 verboten.

312. Im Gemeinschaftsrecht existieren keine Regelungen über Einleitungen radioaktiver Abwässer in die Meere. Die EU-Kommission hat auch von der im Euratom-Vertrag vorgesehenen Möglichkeit, Empfehlungen über den radioaktiven Gehalt in der Luft, im Wasser und im Boden auszusprechen, keinen Gebrauch gemacht. In einer künftigen Meeresschutzstrategie der Gemeinschaft soll allerdings das Ziel verankert werden, die Konzentration radioaktiver Stoffe in der Meeresumwelt derart zu verringern, dass sie bei natürlich vorkommenden Stoffen den Hintergrundwerten nahe kommen und bei künstlichen radioaktiven Stoffen „nahe Null“ sind. Im Unterschied zur Zielvorgabe für die gefährlichen Stoffe wird dies von der Kommission sogar innerhalb einer bestimmten Frist, nämlich bis 2020 gefordert (EU-Kommission, 2002a, S. 23). Hinsichtlich der Zielerreichung will sich die Kommission allerdings auf eine Überprüfung der Beziehungen zwischen der OSPAR-Strategie bezüglich radioaktiver Stoffe und den bestehenden EG-Maßnahmen beschränken (EU-Kommission, 2002a, S. 28). In Anbetracht nicht vorhandener EG-Maßnahmen muss diese Aussage verwundern.

3.2.3 Zusammenfassung und Empfehlungen zum Schutz vor dem Eintrag gefährlicher Stoffe

313. Der Schutz von Nord- und Ostsee vor dem Eintrag gefährlicher Stoffe erfordert eine grundlegend erweiterte Ausrichtung der Umwelt- und insbesondere auch der Chemikalienpolitik. Der Umweltrat sieht neben Emissionsbegrenzungen unter anderem auf der Grundlage der Wasserrahmen- und der IVU-Richtlinie beziehungsweise deren nationalen Umsetzungen in konsequenten Stoffverboten und Stoffverwendungsbeschränkungen die wesentlichen Instrumente eines wirksamen Meeresumweltschutzes. Einerseits werden diffuse Einträge nicht erfasst, andererseits decken technische Reinigungsmaßnahmen nicht das gesamte Stoffspektrum ab. Zudem ist die Abwasserbehandlung mit erheblichen Kosten verbunden. Konsequente Stoffverbote und Stoffverwendungsbeschränkungen für solche Stoffe, die nicht hinreichend an der Quelle zurückgehalten werden können, bilden daher

neben strengen Emissionsgrenzwerten wesentliche Instrumente eines wirksamen Meeresumweltschutzes. Abzulehnen ist in jedem Fall eine end-of-pipe-Konzeption, in der die Abwasserbehandlung den maßgeblichen Faktor bildet; eine solche Konzeption stünde im Übrigen konträr zum Vorsorge- und Vermeidungsprinzip. Vor diesem Hintergrund gelangt der Umweltrat zu den folgenden Empfehlungen:

314. Das so genannte Generationenziel sollte in allen einschlägigen EG-Regelungen sowie in der Folge in der nationalen Gesetzgebung verankert werden. Ziel sollte es sein, bis spätestens 2020 die Beendigung von Einträgen, Emissionen und Verlusten gefährlicher Stoffe in die Meeresumwelt zu erreichen. Die Weiterentwicklung und Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie sämtlicher gefahrstoffrelevanter EU-Politiken müssen im Hinblick auf die Verwirklichung sowohl der inhaltlichen als auch der zeitlichen Zielsetzungen der Generationenverpflichtung vorgenommen werden. Die Bundesregierung sollte sich hierfür im Rahmen der Erarbeitung einer europäischen Meeresschutzstrategie sowie bei den Verhandlungen über die neue EU-Chemikalienpolitik (REACH) und bei der gegenwärtigen Überprüfung der Pflanzenschutzmittelrichtlinie einsetzen.

315. Der Umweltrat hält es ferner für erforderlich, auf eine Harmonisierung der OSPAR- und HELCOM-Bewertungsschemata insbesondere für PBT-Stoffeigenschaften mit den Bewertungsschemata der europäischen Gewässerschutz- und Chemikalienpolitik hinzuwirken. Die gegenwärtigen Bewertungsverfahren auf Gemeinschaftsebene berücksichtigen Belange des Meeresumweltschutzes nicht ausreichend. In diesem Zusammenhang gilt es außerdem, die sowohl im Rahmen des OSPAR- als auch des Helsinki-Übereinkommens zutreffend vorgesehene Überwachung von Schadstoffen im Hinblick auf biologische Effekte tatsächlich gemeinschaftsweit durchzusetzen. In Deutschland erfolgt beispielsweise die Überwachung für Metalle, TBT und PAK entgegen den internationalen Vorgaben bislang nur in Bezug auf die Stoffkonzentrationen in Wasser und Sedimenten. Das biologische Monitoring ist aber für Aussagen zur Persistenz und Bioakkumulation eines Schadstoffes gerade von besonderer Relevanz.

316. Auch die Festlegung so genannter prioritärer Stoffe und die folgende Auswahl prioritärer gefährlicher Stoffe nach der Wasserrahmenrichtlinie müssen auf die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes abstellen. Als prioritär gefährliche Stoffe sind zumindest diejenigen Schadstoffe zu qualifizieren, die in den Listen von OSPAR und HELCOM über prioritär zu behandelnde Stoffe genannt sind. Die gegenwärtige EU-Liste ist insbesondere mit Blick auf den Meeresumweltschutz defizitär. Das ist umso weniger verständlich, als die Wasserrahmenrichtlinie explizit unter anderem auf das OSPAR- und das Helsinki-Übereinkommen Bezug nimmt.

Von essenzieller Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass die Mitgliedstaaten sich zügig auf Gemeinschaftsebene auf Emissionsgrenzwerte immerhin für die bislang als prioritär eingestuften 33 Stoffe verständigen und auf nationaler Ebene Emissionsgrenzwerte für weitere im Anhang der Wasserrahmenrichtlinie genannte Schadstoffe festlegen. Die Bundesregierung muss sich konsequent dafür einsetzen, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nicht ein ähnliches Schicksal erfährt wie die Gewässerschutzrichtlinie (76/464/EWG). Hier sind beispielsweise HCB die einzigen POP, für die die EG bis heute Emissionsgrenzwerte bestimmt hat.

Für die Erteilung von Emissionsgenehmigungen nach der Wasserrahmenrichtlinie müssen nach Auffassung des Umweltrates folgende Überlegungen maßgeblich sein: In Anbetracht des Verdünnungseffekts in Meeresgewässern werden sich zum Teil erfassbare Wirkungen im Meer überhaupt erst bei erheblichen Schadstoffeinträgen nachweisen lassen. Gleichwohl und gerade deshalb muss die besondere Schutzbedürftigkeit der Meere, das heißt deren Senkenfunktion und die daraus resultierende Anreicherung von Schadstoffen in Sedimenten und Organismen in den Emissionsgrenzwerten Niederschlag finden. Mit anderen Worten, es ist gegebenenfalls eine Festlegung von Emissionsgrenzwerten unterhalb der Schwellen erforderlich, die insbesondere für Fließgewässer noch unbedeutend sein mögen. Abzustellen ist dabei auf den über zwölf Seemeilen hinausgehenden Wirkbereich der Wasserrahmenrichtlinie.

317. Die im Stockholmer Übereinkommen sowie im Protokoll zum UN/ECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe verabschiedeten Vorgaben über Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung bestimmter POP müssen umgehend entsprechend dem Vorschlag der EU-Kommission auch in verbindliches Gemeinschaftsrecht übernommen und national umgesetzt werden.

Darüber hinaus müssen alle Substanzen, die in den beiden internationalen POP-Übereinkünften nicht genannt werden, aber PBT- und vPvB-Eigenschaften haben, sowie hormonell wirksame Stoffe dem Zulassungsverfahren nach REACH und dem Pflanzenschutz- und Biozidzulassungsverfahren unterliegen. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung dringend, sich im Laufe der weiteren REACH-Verhandlungen sowie bei der Überprüfung des Pflanzenschutzmittelrechts entsprechend zu positionieren. Die von der EU-Kommission in ihrem Verordnungsentwurf vorgeschlagene Einbeziehung von PBT- und vPvB-Stoffen in das REACH-Zulassungsverfahren soll unbedingt weiter verfolgt werden.

318. Der Umweltrat ist im Übrigen der Auffassung, dass eine Zulassung für Pflanzenschutzmittel, Biozide und andere Chemikalien mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen oder sehr persistenten und sehr bioakkumulierenden Eigenschaften nur in Ausnahmefällen erteilt werden sollte, wenn an der Verwendung ein überwiegendes öffentliches Interesse besteht und Alternativen nachweisbar nicht zur Verfügung stehen. Dies gilt unabhängig davon, ob Stoffe für den innergemeinschaftlichen Handel oder für den außergemeinschaftlichen Transport hergestellt werden.

Die Substitution gefährlicher Stoffe muss in der EU-Chemikalienpolitik verankert und konsequent durchgesetzt werden. Das heißt, die Verfügbarkeit von weniger gefährlichen Alternativstoffen ist als ein eigenständiger Versagungsgrund für eine Stoffzulassung unter dem REACH-System und im Pflanzenschutzmittelrecht zu etablieren.

319. Insbesondere in Bezug auf PCB sollte ein CEN-Standard zur Analyse von PCB in Produkten entwickelt werden. Außerdem sollte das Recyclen von PCB-haltigen Produkten wie beispielsweise Kabelummantelungen verboten werden. Ferner sollte dem Eintrag von so genannten neuen (polaren) Schadstoffen und von Pharmazeutika in die Meere (Tz. 72, 73 und 76) verstärkte Aufmerksamkeit beigemessen werden. Dies gilt in besonderer Weise auch für den möglichen Eintrag von PCB und DDT aus kontaminierten Böden als Folge von Sanierungsmaßnahmen.

Trotz unbestreitbarer Erfolge bei den Einträgen von Schwermetallen ist noch immer von einem Gefährdungspotenzial infolge erhöhter Konzentrationen von Cadmium, Blei und Quecksilber in Sedimenten und Biota auszugehen (Tz. 52 ff., 158 ff.). Zum Erreichen des Generationenziels, das heißt von Schwermetallkonzentrationen in der Meeresumwelt nahe den natürlichen Hintergrundwerten bis 2020, sind weitere Anstrengungen erforderlich. Insbesondere für Cadmium und Quecksilber bestehen durchaus wesentliche und technisch realisierbare Minderungspotenziale (Tz. 63). Der Ausstieg aus der Verwendung cadmiumhaltiger Akkus sollte rechtlich verankert, die umweltgerechte Entsorgung alter Nickel-Cadmium-Batterien tatsächlich durchgesetzt werden. Im Hinblick auf Quecksilberbelastungen plädiert der Umweltrat für einen Ausstieg aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse. Stattdessen können quecksilberfreie Membranverfahren eingesetzt werden.

320. Die einzelstaatlichen Handlungsspielräume im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU müssen zur Förderung von extensiven Anbaumethoden mit geringerem Pflanzenschutzmitteleinsatzeinsatz genutzt werden. Konkret sind etwa die nationalen Agrarumweltprogramme nach der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 sowie die Beratung der Landwirte entsprechend konsequent auszurichten (SRU, 2004, Kapitel 4).

321. Radioaktive Einleitungen in die Meeresumwelt müssen beendet werden. Da die Verklappung radioaktiver Abfälle im Meer nicht mehr erlaubt ist, ist es nach Auffassung des Umweltrates nur konsequent, auch die Einleitungen radioaktiver Abwässer zu verbieten. Die „kontrollierte“ Einbringung aus so genannten Wiederaufbereitungsanlagen ist keineswegs mit geringeren Auswirkungen auf die Meeresumwelt verbunden. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung in diesem Zusammenhang, die Praxis der Wiederaufarbeitung wie vorgesehen bis 2005 tatsächlich zu beenden. Es darf keine Fortsetzung einer Technik geben, bei der entgegen dem vom Atomgesetz geforderten Entsorgungsnachweis der „schadlosen Verwertung“ erhebliche Mengen radioaktiven Mülls entstehen. Dabei ist es unerheblich, ob dies in Deutschland oder aber im Ausland geschieht.

3.3 Verminderung der Eutrophierung von Nord- und Ostsee

322. Die Eutrophierung stellt für die Ostsee gegenwärtig eines der gravierendsten Probleme dar. Ebenso sind wesentliche Teile der Nordsee, insbesondere viele Ästuar- und Küstenbereiche, eutrophierungsgefährdet oder bereits eutrophiert (Tz. 93 ff., 187 ff.). Zur Bekämpfung der Eutrophierung sind in der Vergangenheit auf völkerrechtlicher Ebene durchaus ehrgeizige Ziele formuliert worden, die jedoch in den Vertragsstaaten keine entsprechend intensiven Anstrengungen zur Reduktion der Nährstoffeinträge ausgelöst haben. Auch die EU-Politik, der adäquate Vollzugsinstrumente zur Verfügung stehen, hat nicht die nötigen Erfolge herbeizuführen vermocht. Immerhin sind wesentliche Richtlinien erlassen worden, nämlich die Nitratrichtlinie (91/676/EWG), die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) sowie zuletzt die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG). Insbesondere die Nitratrichtlinie ist jedoch von ihren Anforderungen her nicht streng genug (Tz. 336; SRU, 1994, Tz. 581). Nitrat- und Kommunalabwasserrichtlinie sind zudem in verschiedenen Mitgliedstaaten unzureichend umgesetzt worden. So ist Deutschland 2002 vom Europäischen Gerichtshof (Rs. C-161/00) verurteilt worden, da die Düngeverordnung nicht in allen Punkten den europäischen Vorgaben entsprach (Tz. 340). Wegen fehlerhafter Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie strengte die EU-Kommission ein Vertragsverletzungsverfahren an, weil Deutschland es unterlassen hatte, die Gleichwertigkeit der Überwachungsmethoden sicherzustellen (Tz. 345).

323. Entscheidend für die Verfehlung der Reduktionsziele ist jedoch vor allem die in hohem Maße reformbedürftige Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU. Die durch die GAP geförderte intensive Landwirtschaft wurde als Hauptverursacher der Nährstoffeinträge in Nord- und Ostsee bisher keiner grundlegenden Umstrukturierung unterworfen (ausführlich SRU, 2002a, 2002b, 1996b). Im Juni 2003 einigten sich die EU-Agrarminister zwar auf eine Reform der Agrarbeihilfen. Danach sollen die Prämien für die Landwirte grundsätzlich nicht mehr an die Produktion gekoppelt sein, sondern pauschal gezahlt werden und stärker von der Einhaltung von Umweltstandards abhängen (zu den Einzelheiten Tz. 335 sowie SRU, 2004, Kapitel 4). Nicht zuletzt aufgrund der vorgesehenen vielfältigen Ausnahmemöglichkeiten bedeutet die vereinbarte Agrarreform indes lediglich einen überfälligen ersten Schritt hin zur tatsächlichen Integration umweltpolitischer Notwendigkeiten in die Agrarpolitik.

Wesentliche Defizite sind darüber hinaus für den Bereich der verkehrsbedingten NO_x-Einträge über die Atmosphäre in die Meere festzustellen (SRU, 1996a, Tz. 357 f.). Hier bleiben insbesondere die NO_x-Emissionen aus der Seeschifffahrt bislang nahezu vollständig ausgeblendet.

3.3.1 Anspruchsvolle Zielvorgaben auf internationaler Ebene

3.3.1.1 Internationale Nordseeschutzkonferenzen und OSPAR-Übereinkommen

324. Die Nordseeanrainerstaaten vereinbarten 1987 auf der 2. Internationalen Nordseeschutzkonferenz, die Stickstoff- und Phosphoreinträge in eutrophierungsgefährdete Gebiete der Nordsee bis spätestens 1995 um 50 % im Vergleich zu 1985 zu verringern (INK, 1987). Diese Zielvorgabe war zugleich Grundlage der – im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens von 1992 für den gesamten Nordostatlantik weiter geltenden – PARCOM-Empfehlung 88/2 von 1988. Ergänzend sehen die PARCOM-Empfehlungen 89/4 und 92/7 die Aufstellung nationaler Aktionspläne beziehungsweise (ausfüllungsbedürftige) Maßnahmen zur Reduktion speziell der Nährstoffeinträge aus dem Bereich der Agrarwirtschaft vor. Während die Phosphoreinträge in Oberflächengewässer bis 1995 beachtlich verringert werden konnten (Tz. 102 ff.), ist für Stickstoffeinträge das 50%ige Reduktionsziel in keinem Vertragsstaat auch nur annähernd erreicht worden (Tz. 104). Aus Tabelle 3-6 lässt sich überdies entnehmen, dass die Vertragsparteien vor dem Hintergrund der von ihnen angestrengten Maßnahmen anscheinend auch gar nicht erwartet hatten, bis 1995 eine 50%ige Verringerung der Stickstoffeinträge zu erzielen.

Mit der völkerrechtlichen Vereinbarung gingen von vornherein nicht die erforderlichen nationalen Aktivitäten insbesondere im Landwirtschaftssektor einher: Während nämlich die Nährstoffeinträge aus industriellen Anlagen sowie aus kommunalen Abwässern infolge von Abwasserbehandlung und von Produktvorschriften für den Phosphatgehalt in Waschmitteln maßgeblich gesenkt werden konnten, zeigt die Differenzierung nach den unterschiedlichen Herkunftsbereichen, dass die (diffusen) Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft allenfalls geringfügig zurückgegangen sind (Tz. 100; ausführlich auch DOHMANN, 2001).

325. Vor diesem Hintergrund haben die Minister der 4. Internationalen Nordseeschutzkonferenz von 1995 in der Esbjerg-Erklärung die Verpflichtung zur Reduzierung der Nährstoffeinträge um 50 % im Vergleich zu 1985 wiederholt (INK, 1995), allerdings ohne Fristangabe und ohne die Ursachen für die deutliche Zielverfehlung näher zu analysieren beziehungsweise den vordringlichen Handlungsbedarf im Bereich der Landwirtschaft hervorzuheben. Die OSPAR-Vertragsstaaten verabschiedeten 1998 die „Strategy to Combat Eutrophication“ mit der nach Auffassung des Umweltrates allenfalls als Fernziel anzustrebenden Vorgabe, bis 2010 zu einer gesunden Meeresumwelt zu gelangen, in der keine anthropogene Eutrophierung auftritt (OSPAR, 1998c). Neben der Ausweisung von „(potenziellen) Problemgebieten“ (Tz. 326) soll die in der PARCOM-Empfehlung 88/2 postulierte 50%ige Reduzierung der Nährstoffeinträge einen entscheidenden Beitrag zur Erreichung des bis 2010 gesetzten Ziels darstellen. Zwar wird der Landwirtschaftssektor als eine maßgebliche Quelle von Nährstoffemissionen benannt, auch im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens werden jedoch keine grundlegenden Konsequenzen aus dem Nicht-Erreichen des Reduktionsziels bis 1995 gezogen. Im Jahr 2000 lag der Anteil der Landwirtschaft an den Stickstoffeinträgen in Oberflächengewässer noch immer bei 65 % (OSPAR, 2001i).

Tabelle 3-6

Anthropogen bedingte Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer der Nordseeanrainerstaaten (1985 bis 1995) und erwartete Reduktion

Land	Stickstoffeinträge in 1985 (Mg)	Stickstoffeinträge in 1995 (Mg)	Reduktion zwischen 1985 bis 1995 in %	Erwartete Reduktion zwischen 1985 bis 1995	Stickstoffeinträge in 1996 (Mg)
Belgien	101 936	83 424	*18*	*> 19*	k. A.
Dänemark	75 151	57 300	*24*	*25*	32 800
Deutschland	873 070	642 120	*26*	*24*	k. A.
Frankreich	k. A.	k. A.	k. A.	*19*	k. A.
Niederlande	157 000	142 000	*10*	*21*	141 000
Norwegen	30 318	24 349	*20*	*30*	23 555
Schweden	26 500	22 000	*17*	*32*	k. A.
Schweiz	30 000	24 230	*19*	*> 10*	24 230
Großbritannien	319 000	357 000	*– 12*	*– 10*	306 000

k. A. = keine Angaben

Quelle: OSPAR (2001i), S. 17; verändert

Erst die Bergen-Deklaration der 5. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK, 2002b), die das Ziel der OSPAR-Strategie übernimmt, bis 2010 zu einer gesunden Meeresumwelt ohne anthropogene Eutrophierung zu gelangen, hebt die Rolle der Landwirtschaft stärker hervor. Sie enthält neben der Wiederholung der Verpflichtung zur 50%igen Reduzierung der anthropogenen Nährstoffeinträge im Vergleich zum Basisjahr 1985 den „dringenden Aufruf", die im Rahmen der EU-Agenda 2000 vorgesehenen Maßnahmen (SRU, 2002a, Tz. 718 ff.) umfassend einzusetzen und bei der zukünftigen Überarbeitung der Gemeinsamen Agrarpolitik den verstärkten Einsatz von Umweltmaßnahmen zu unterstützen. Die beteiligten Minister der Nordseeanrainerstaaten haben zusätzlich eine Absichtserklärung abgegeben, der zufolge sie die Integration von Meeresumweltzielen in die zukünftige Gestaltung der einzelstaatlichen Landwirtschaftspolitik verstärken wollen. Vor diesem Hintergrund erstaunen die jetzt beschlossenen Änderungen der GAP, erst recht aber die während der Verhandlungen über die Reform der GAP von einzelnen Mitgliedstaaten der EU unterbreiteten Vorschläge, die Agrarförderung im Wesentlichen weiterhin von der Produktionsmenge abhängig zu machen und damit eine weiter forcierte Düngung in der Intensivlandwirtschaft nahezu zu erzwingen. Die auch von deutscher Seite stammenden Vorschläge standen konträr zu den erst 2002 in der Bergen-Erklärung bekräftigten Absichten.

Der Umweltrat bedauert zudem, dass die Aussagen der Bergen-Deklaration in Bezug auf die Landwirtschaftspolitik in der aktuellen Bremen-Deklaration der OSPAR-Minister (OSPAR, 2003b) keine Fortsetzung finden. Wiederholt wird im Wesentlichen nochmals das 50%ige Reduktionsziel, wobei es an einer diesbezüglichen Zeitvorgabe fehlt. In der Erklärung der gemeinsamen Ministerkonferenz der Meeresschutzübereinkommen für den Nordostatlantik und die Ostsee ebenfalls in Bremen im Juni 2003 wird die Eutrophierung als eigenständiger Problembereich unter Hinweis auf die insoweit bestehenden regionalen Unterschiede zwischen den Geltungsbereichen beider Konventionen nicht einmal weiter thematisiert.

326. Als grundsätzlich positiv ist es indes zu bewerten, dass die im Rahmen der OSPAR-"Strategy to Combat Eutrophication" vorgesehene Identifizierung von „non problem areas", „problem areas" und „potential problem areas" in den Meeresgewässern mittlerweile tatsächlich von den Vertragsstaaten durchgeführt und kürzlich von der OSPAR-Kommission veröffentlicht worden ist. Damit existiert jetzt erstmals eine Bestandsaufnahme und Bewertung des Nordostatlantiks in Bezug auf Eutrophierung und Eutrophierungsgefährdung.

Konkret sind von Deutschland

– die Ästuare von Elbe, Weser und Ems,

– das Wattenmeer und

– die Küstengewässer

als so genannte Problemgebiete klassifiziert worden. Die deutschen Offshore-Gewässer werden teilweise – bis auf den äußeren Bereich – als potenzielle Problemgebiete eingestuft (OSPAR, 2003c, S. 26 f., 46). Sowohl die tatsächlichen als auch die potenziellen Problemgebiete sind nach der Nitratrichtlinie als gefährdete Gebiete auszuweisen, die Aktionsprogramme auf der Grundlage dieser Richtlinie sind entsprechend auszurichten (Tz. 336).

Die Aussagekraft des OSPAR-Berichts wird allerdings nach Auffassung des Umweltrates insofern gemindert, als das von der OSPAR-Kommission für die Gebietsidentifizierung erarbeitete „Gemeinsame Verfahren" (SRU, 2000, Tz. 676) nicht einheitlich von den Staaten angewendet worden ist. Bestandsaufnahme und Bewertung sind daher zum Teil nur schwer oder überhaupt nicht miteinander vergleichbar (OSPAR, 2003c, S. 3 f.). Bei der Bestimmung (potenziell) eutrophierter Gebiete dürfte eine Rolle gespielt haben, dass zumindest einzelne Staaten eine Präzedenzwirkung im Hinblick auf die Ausweisung gefährdeter oder empfindlicher Gebiete nach der Nitrat- beziehungsweise der Kommunalabwasserrichtlinie der EU befürchteten und deswegen (potenzielle) Problemgebiete eher restriktiv gemeldet haben. Denn insbesondere die Umsetzung der Nitratrichtlinie in den Küsten- und Meeresgewässern ist in hohem Maße defizitär (Tz. 336). Jedenfalls erachtet es die OSPAR-Kommission für erforderlich, zu betonen, dass ihr Bericht über den Eutrophierungszustand des OSPAR-Gebietes kein Präjudiz für etwaige Streitigkeiten zwischen EU-Mitgliedstaaten und der EU-Kommission sei (OSPAR, 2003c, S. 3). Der Umweltrat hält es demgegenüber gerade für dringend geboten, eine Harmonisierung der nach den unterschiedlichen Rechtsregimen auszuweisenden Gebiete herzustellen, da sich nur so Doppelarbeit und Streitigkeiten über die „richtigen" Kriterien vermeiden lassen.

3.3.1.2 Die Vorgaben des Helsinki-Übereinkommens

327. Für die Ostsee ergibt sich ein ähnliches Bild wie für die Nordsee beziehungsweise den Nordostatlantik: Im Rahmen des Helsinki-Übereinkommens vereinbarten die beteiligten Minister 1988 für die Ostsee eine Senkung der Nährstoffeinträge bis 1995 um 50 % ausgehend von 1985 als Basisjahr. In der Folge wurden mehrere in den nationalen Gesetzgebungen zu konkretisierende Empfehlungen verabschiedet, die unter anderem die Einträge aus landwirtschaftlichen genutzten Flächen und Reduktionsziele für den Nitratgehalt aus kommunalen Abwässern betrafen. Tatsächlich ist auch für die Ostsee das Ziel einer 50%igen Reduktion bis 1995 deutlich verfehlt worden (Tz. 193). Die Vertragsparteien des Helsinki-Übereinkommens verständigten sich daher 1998 darauf, die 1988 beschlossene Minderung der Nährstoffeinträge in die Ostsee um 50 % nunmehr bis spätestens 2005 zu erreichen (SRU, 2000, Tz. 676). Ergänzend wurden 1998 die HELCOM-Empfehlungen 19/6 und 21/1 erarbeitet, die im Juli 2000 in Kraft getreten sind (EHLERS, 2002a, S. 97) und (konkretisierungsbedürftige) Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge gerade aus dem Bereich der Landwirtschaft vorsehen.

328. Trotz der Vereinbarungen von 1998 sind die Nährstoffkonzentrationen in der Ostsee bis heute dauerhaft hoch. Sie sind insgesamt – von regionalen Unterschieden abgesehen – gegenüber dem Zeitraum von 1994 bis 1998 nicht zurückgegangen (Tz. 189 ff.). Die Phosphoremissionen aus Punktquellen der Ostseeanrainerstaaten sind zwar bis zum Jahr 2000 um 50 % gesunken, die Reduktion der Stickstoffeinträge lag hingegen auch 2000 immer noch weit unter 50 % (Tz. 193).

329. Obwohl in den baltischen Ländern und in Russland die – durch den Zusammenbruch des Ostblocks bedingte – Reduktion der landwirtschaftlichen Stickstoffverluste auf knapp oder sogar über 50 % geschätzt wird und auch in Ostdeutschland und Polen die Viehbestände in dem Berichtszeitraum zum Teil erheblich reduziert worden sind und die Verwendung von Mineraldüngern zurückgegangen ist, spiegelt sich diese Entwicklung nicht in der Nährstofffracht in die Ostsee wider. Ursächlich dafür sind zum einen Auswaschungen von in der Vergangenheit im Boden gespeicherten Nährstoffreserven sowie Zeitverzögerungen beim Transport der Nährstoffe über das Grundwasser in Flüsse und schließlich in die Ostsee (Tz. 192). Zum anderen sind insgesamt in den Ostseeanrainerstaaten Viehdichte und der Einsatz organischer und synthetischer Dünger nach wie vor zu hoch. Zugleich zeigt der Umstand, dass die zum Teil drastische Verringerung der landwirtschaftlichen Produktion in den ehemaligen Ostblockstaaten bis jetzt keine Verbesserung des Eutrophierungszustandes der Ostsee bewirken konnte, in aller Deutlichkeit, in welchem massiven Umfang für das gesamte Einzugsgebiet der Ostsee Reduzierungen der Nährstoffeinträge erforderlich sind, um zumindest mittelfristig die Eutrophierung auf ein verträgliches Maß begrenzen zu können. Die Fehlentwicklungen der Gemeinsamen Agrarpolitik dürfen in keinem Fall in den baltischen Staaten und Polen bei ihrem Beitritt zur EU 2004 fortgesetzt werden.

Der Umweltrat begrüßt daher ausdrücklich die Bremen-Erklärung des HELCOM-Ministertreffens (HELCOM, 2003d), die explizit die intensive Landwirtschaft der gegenwärtigen EU-Mitgliedstaaten als eine der Hauptursachen für die Nährstoffeinträge in die Ostsee benennt und die Befürchtung noch höherer Stickstoff- und Phosphoreinträge bei Ausweitung der Gemeinsamen Agrarpolitik auf die neuen Beitrittsstaaten zum Ausdruck bringt. Ergänzend verabschiedet wurde zudem die HELCOM-Empfehlung 24/2003, die – wiederum konkretisierungsbedürftige – Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen aus der Landwirtschaft vorsieht.

3.3.2 Die Notwendigkeit kohärenten Handelns

330. Die Situation lässt sich dahin gehend zusammenfassen, dass mit durchaus anspruchsvollen völkerrechtlichen Zielvorgaben keine ansatzweise ausreichenden Maßnahmen auf nationaler und europäischer Ebene korrespondieren. Das bereits für den Bereich der gefährlichen Stoffe festgestellte Ausfüllungsdefizit (Tz. 290) wird im Hinblick auf die Eutrophierung noch dadurch verschärft, dass seit Ende der 1980er-Jahre kontinuierlich dieselbe Forderung erhoben wird, ohne jedoch die ebenso kontinuierliche Zielverfehlung zu analysieren. Die OSPAR-Vertragsstaaten mit Ausnahme der Niederlande haben gegenüber der OSPAR-Kommission auch noch nicht einmal angegeben, bis wann sie denn nunmehr die 50%-Reduktionsquote erfüllen wollen. Die Niederlande nennen als Zeitpunkt 2010, also das Jahr, in welchem gemäß der „Strategy to Combat Eutrophication“ überhaupt keine anthropogene Eutrophierung in der Meeresumwelt mehr stattfinden sollte. Die anderen OSPAR-Vertragsstaaten äußern sich entweder gar nicht oder wenig aussagekräftig. So heißt es zum Beispiel von deutscher Seite lediglich, dass beabsichtigt sei, das vereinbarte Reduktionsziel für Stickstoff durch eine Reihe von Maßnahmen in den relevanten Sektoren zu erreichen (OSPAR, 2001i, S. 23). Hinzu kommt, dass es sich bei der angestrebten 50%igen Reduzierung der Nährstoffeinträge um eine politische, naturwissenschaftlich nicht hinreichend fundierte Forderung handelt. Eine Verringerung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer um 50 % bewirkt außerdem nicht zugleich eine Abnahme der Nährstoffkonzentration in der Meeresumwelt ebenfalls um 50 % (OSPAR, 2001h; Tz. 94). Die angestrebte Verringerung der anthropogenen Eutrophierung kann offensichtlich ohne grundlegende zusätzliche Maßnahmen nicht erreicht werden. Weder der OSPAR-Kommission noch der Helsinki-Kommission stehen indes Befugnisse zur Verfügung, um die einzelnen Vertragsstaaten stärker in die Pflicht zu nehmen und die erforderliche rechtliche Konkretisierung und tatsächliche Umsetzung der in den OSPAR- und HELCOM-Empfehlungen und Strategien verabschiedeten Maßnahmen durchzusetzen.

331. Zudem wird nach wie vor sektor- beziehungsweise ressortspezifisch entschieden, obwohl im Rahmen der beiden regionalen Meeresschutzabkommen zutreffend die Notwendigkeit einer politikübergreifenden Betrachtungsweise sowie die Anwendung des ökosystemaren Ansatzes hervorgehoben werden: So verständigten sich der EU-Agrarministerrat zeitgleich mit der Verabschiedung der OSPAR- und HELCOM-Erklärungen und -Empfehlungen vom Juni 2003 auf eine Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik, die nicht nur hinter den im Sommer 2002 mitgeteilten Absichten der EU-Kommission (EU-Kommission, 2002i), sondern auch noch hinter den EU-Kommissionsvorschlägen vom Januar 2003 (EU-Kommission, 2003f) zurückbleibt. Die für die Meeresschutzabkommen zuständigen EU-Umweltminister formulieren Forderungen, die sich in Anbetracht der von den für die Landwirtschaftspolitik zuständigen EU-Agrarministern parallel beschlossenen Ergebnissen von vornherein kaum werden erreichen lassen. Die OSPAR- und HELCOM-Vorgaben stehen trotz weitgehender Staatenidentität mehr oder weniger losgelöst neben der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU. Bis auf Griechenland, Italien und Österreich sind alle EU-Mitgliedstaaten OSPAR-Vertragsparteien, vier gegenwärtige EU-Mitgliedstaaten und vier Beitrittsländer sind neben der Russischen Föderation Vertragsstaaten des

Helsinki-Übereinkommens. Der Umweltrat befürchtet, dass es ohne ein grundlegend anderes Verständnis künftig bei weiteren Wiederholungen der seit Ende der 1980er-Jahre im Rahmen des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens und der Internationalen Nordseeschutzkonferenzen postulierten Ziele bleiben wird.

332. Die EU verfügt zwar über Vollzugs- und Durchsetzungsmechanismen gegenüber den Mitgliedstaaten. Auch will die EU-Kommission das OSPAR-Ziel einer bis 2010 von anthropogener Eutrophierung freien Meeresumwelt in eine künftige Meeresschutzstrategie übernehmen (EU-Kommission, 2002a, S. 22 f.). Die notwendigen Konsequenzen, um dieses Ziel tatsächlich ernsthaft verfolgen und durchsetzen zu können, zieht sie hingegen nicht. Die Gemeinsame Agrarpolitik beziehungsweise deren grundlegende Umstrukturierung werden in der Mitteilung über eine künftige europäische Meeresschutzstrategie explizit ausgeklammert (EU-Kommission, 2002a, S. 51; kritisch SRU, 2003b). Auch auf ausschließlich gemeinschaftlicher Ebene, also in horizontaler Hinsicht, stehen Meeresumweltschutz- und Agrarpolitik mithin getrennt nebeneinander. Indem die EU-Kommission im Wesentlichen ein härteres Vorgehen bei der Umsetzung von Nitrat- und Kommunalabwasserrichtlinie als Mittel zur Zielerreichung benennt, geht sie nicht über das hinaus, wozu sie nach dem EG-Vertrag ohnehin verpflichtet ist. Immerhin ist ein solches Vorgehen dringend geboten. Das zeigt schon der Umstand, dass nahezu gegen sämtliche Mitgliedstaaten bereits Vertragsverletzungsverfahren anhängig waren oder sind. Seit 1994 hat die EU-Kommission 56 Verfahren eröffnet, in denen es entweder ausschließlich oder im Zusammenhang mit anderen Richtlinien um die Umsetzung der Nitratrichtlinie ging (EU-Kommission, 2002j, S. 31).

333. HELCOM-Empfehlungen, INK-Erklärungen und die OSPAR-Strategie entfalten rechtliche Bindungswirkung insofern, als sie zum einen Mindeststandards für die Rechtsetzung und zum anderen zu berücksichtigende Gesichtspunkte im Rahmen von Ermessensentscheidungen der jeweils beteiligten Parteien darstellen (LAGONI, 1996, S. 89 f.; EHLERS, 2002a, S. 97, 100). Die Maßnahmen, die in Deutschland, aber auch auf europäischer Ebene zur Bekämpfung der Eutrophierung unternommen werden, sind auf das Erreichen der international akzeptierten Zielvorgaben auszurichten. Es ist auf ein kohärentes Handeln auf völkerrechtlicher, auf gemeinschaftlicher und nationaler Ebene hinzuwirken. In Abschnitt 3.3.3 wird im Einzelnen auf Defizite, aber auch auf Möglichkeiten von Maßnahmen auf europäischer und nationaler Ebene eingegangen.

3.3.3 Maßnahmen der EU zur Verminderung der Eutrophierung und ihre nationale Umsetzung

3.3.3.1 Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP)

334. Eine grundsätzliche Abkehr von der intensiv betriebenen Landwirtschaft lässt sich durch die Nitratrichtlinie, selbst wenn sie in einzelnen Punkten verschärft werden würde, nicht erreichen. Nur eine umfassende Reform der GAP wird zusammen mit den Regelungen der Nitrat-, der Kommunalabwasser- und Wasserrahmenrichtlinie nachhaltig die anthropogenen Nährstoffeinträge in Nord- und Ostsee beseitigen oder zumindest erheblich reduzieren können. Dies gilt erst recht mit Blick auf die anstehende EU-Osterweiterung und die damit verbundene Ausdehnung der EU-Agrarpolitik sowie die zum Teil langen Übergangsfristen zur Umsetzung von Richtlinien wie beispielsweise der Kommunalabwasserrichtlinie. Der Umweltrat hat sich erst kürzlich ausführlich mit der GAP und mit den im Rahmen der Agenda 2000 eingeführten Neuerungen auseinandergesetzt und Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt (SRU, 2002a, Tz. 718 ff., 2002b, Tz. 234, 401 ff.).

Die in der Agenda 2000 erwogenen Möglichkeiten gehen in die richtige Richtung, reichen aber bei weitem nicht aus. Wesentliches Defizit der bisherigen Ausgestaltung der GAP ist die mangelnde Finanzierung der so genannten 2. Säule (Förderung des ländlichen Raumes und umweltgerechter Produktionsverfahren) gegenüber der 1. Säule (Markt- und Preisstützung). Garantierte Abnahmepreise und die direkte Koppelung der Agrarbeihilfen an die Produktionsmenge haben zu massiver Überproduktion geführt. Der Umweltrat wiederholt deshalb seine Forderung nach einer konsequenten Umschichtung (Modulation) von Finanzmitteln von der 1. in die 2. Säule (SRU, 2002a, Tz. 723 f.). Insgesamt sollte das Fördervolumen von Agrarumweltmaßnahmen in einem solchen Umfang angehoben werden, dass tatsächlich für eine Mehrzahl der landwirtschaftlichen Betriebe eine Alternative zur intensiven Produktion eröffnet wird. Die Intensität der Produktion sollte in der EU in erheblichem Umfang verringert und nach Maßgabe eines Systems differenzierter Landnutzung beschränkt werden (SRU, 2002b, Tz. 402). Es dürfen nicht länger Beihilfen für die – ausnahmsweise – Verpflichtung zur Durchführung von Agrarumweltmaßnahmen gewährt, sondern umgekehrt sollten diese die Regel und bei Nichtbefolgung gegebenenfalls sanktioniert werden (SRU, 2004, Kapitel 4).

335. Diese Forderungen werden durch die jetzt beschlossene Reform der GAP erst ansatzweise erfüllt: Zwar soll jeder Landwirt vom Grundsatz her künftig anstelle von Prämien für Getreideanbau und Rinderzucht einen Pauschalzuschuss für seinen Hof bekommen, wobei sich die Höhe danach richtet, wie viel bislang insgesamt an Anbau-, Stillegungs-, Mutterkuh-, Schlacht- oder sonstigen Prämien aus Brüssel gezahlt worden ist. Tatsächlich handelt sich aber keinesfalls um eine vollständige Entkoppelung der Agrarsubventionen von der produzierten Menge. Nach den konkreten Vereinbarungen sollen die Landwirte in Zukunft lediglich nicht mehr ausschließlich nach Masse bezahlt werden. Die Mitgliedstaaten dürfen auch ab 2005 bis zu 25 % der Getreidefelder weiterhin mit Produktionsprämien subventionieren. Im Rindfleischsektor werden den Mitgliedstaaten

unterschiedliche Subventionsmodelle und spätere Einstiegsfristen zugestanden. So liegt es bei den Mitgliedstaaten, ob sie die beschlossenen Reformen 2005, 2006 oder sogar erst 2007 in Kraft setzen. Ferner bleiben die Abnahmegarantiepreise für zahlreiche Produkte, darunter Getreide und Milchprodukte, erhalten, auch wenn sie beispielsweise für Milch um 15 % und für Butter um 25 % gesenkt werden.

Umweltschutzbelange sollen mehr Beachtung finden. Indes sind auch die Umweltauflagen im Laufe der Verhandlungen deutlich verwässert worden. Zwar lassen die neuen Cross-compliance-Auflagen auf eine effektivere Umsetzung und Kontrolle der guten fachlichen Praxis und einen Erhalt des derzeitigen Dauergrünlandbestandes hoffen. Vorgesehen ist aber nur noch eine geringfügige Umschichtung bisheriger Produktionsbeihilfen zugunsten von Umwelt- und Landschaftsschutz und von Entwicklungsprogrammen für den ländlichen Raum. Lediglich etwa 1,2 Mrd. Euro des rund 40 Mrd. Euro schweren EU-Agraretats sollen Umweltvorhaben und der Beschäftigungssicherung in strukturschwachen Agrarregionen zugute kommen. Betroffen von verbindlichen Kontroll- und Sanktionsmechanismen bei Nichteinhaltung von Umweltauflagen sind zudem in erster Linie Großbetriebe, das heißt lediglich etwa 1 % aller europäischen Landwirte. Zur Agrarreform wird sich der Umweltrat ausführlicher im Umweltgutachten 2004 äußern (SRU, 2004, Kapitel 4).

3.3.3.2 Die Nitratrichtlinie

336. Die Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG – Nitratrichtlinie) bezweckt die Beschränkung des landwirtschaftlichen Düngemitteleinsatzes zum Schutz des Grundwassers und der Binnen- und Meeresgewässer vor der Belastung mit Nährstoffen. Für so genannte gefährdete Gebiete sind Aktionsprogramme mit „Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft“ aufzustellen. Die Aktionsprogramme sollen Maßnahmen vorsehen, mit denen das Ausbringen jeglicher Art von stickstoffhaltigen Düngemitteln begrenzt und insbesondere spezifische Grenzwerte für das Ausbringen von Wirtschaftsdünger festgelegt werden. Als gefährdete Gebiete gelten neben Einzugsgebieten von Oberflächengewässern, die der Trinkwassergewinnung dienen, und Grundwasservorkommen, in denen die Nitratkonzentration 50 mg/l erreicht, insbesondere auch die Einzugsgebiete von eutrophierten oder eutrophierungsgefährdeten Oberflächengewässern. Zu den Oberflächengewässern zählt nach Anhang I der Nitratrichtlinie ausdrücklich auch die Küsten- und Mündungsgewässer und die Meere, und zwar ohne Seemeilenbegrenzung (KRÄMER, 2003, S. 191). Demnach wären – bis Dezember 1993 – die Einzugsgebiete der von Eutrophierung betroffenen Meeresbereiche (einschließlich Mündungsgewässer) als gefährdete Gebiete auszuweisen gewesen.

In Deutschland wurde zwar in der Düngeverordnung von der Möglichkeit des Artikel 3 Abs. 5 Nitratrichtlinie Gebrauch gemacht, von der Ausweisung gefährdeter Gebiete abzusehen und dafür im gesamten Staatsgebiet Aktionsprogramme nach der Nitratrichtlinie durchzuführen. Doch werden Meeresgewässer nicht miteinbezogen. Auch von deutscher Seite liegen die von der Nitratrichtlinie geforderten Angaben für Küstengewässer bislang nur lückenhaft und für Meeresgewässer überhaupt nicht vor (EU-Kommission, 2002j, S. 10, 12). Bei der nachzuholenden Ausweisung der Einleitungsgebiete eutrophierter oder eutrophierungsgefährdeter Küsten- und Meeresgewässerabschnitte als gefährdete Gebiete müssen die von den OSPAR-Vertragsstaaten identifizierten (potenziellen) Problemgebiete (Tz. 326) erfasst sein. Auch wenn gegenwärtig diese Ausweisung (potenziell) eutrophierter Küsten- und Meeresgewässerabschnitte aufgrund uneinheitlicher Anwendung der maßgeblichen Kriterien nicht vollständig sein dürfte (Tz. 326), so stellen die identifizierten (potenziellen) Problemgebiete nach Auffassung des Umweltrates doch mindestens diejenigen Gebiete dar, die im Sinne der Nitratrichtlinie als gefährdet zu qualifizieren sind. Denn auch die Nitratrichtlinie umfasst zu recht nicht nur eutrophierte, sondern auch von Eutrophierung bedrohte Bereiche. Es ist nichts dafür ersichtlich, dass die Einstufung nach der Nitratrichtlinie hinter der Bewertung im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens zurückbleibt.

337. Im Unterschied zur „bloßen“ Ausweisung im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens sind mit der Bestimmung von gefährdeten Küsten- und Meeresgebieten nach der Nitratrichtlinie unmittelbare und zwingende Anforderungen verbunden: Es sind nationale Aktionsprogramme aufzustellen; diese sind nicht allein auf die Situation an Land, sondern ebenso am Zustand der fraglichen Küsten- und Meeresgebiete auszurichten. Führt ein Vierjahresprogramm nicht zu signifikanter Verbesserung der Wasserqualität, sind nach der Nitratrichtlinie im Folgeprogramm entsprechend strengere Anforderungen zu postulieren. Das erste Aktionsprogramm war für den Zeitraum von 1996 bis 1999, das zweite für 2000 bis 2003 aufzustellen. In Anbetracht der unverändert hohen Nährstoffkonzentrationen in Nord- und Ostsee sind jetzt spätestens für das dritte Programm von 2004 bis 2007 die Vorgaben maßgeblich unter Beachtung der besonderen Empfindlichkeit von Nord- und Ostsee zu verschärfen.

338. Als Jahreshöchstgrenze für Wirtschaftsdung, einschließlich des von den Tieren selbst ausgebrachten Dungs, ist nach der Nitratrichtlinie in den Aktionsprogrammen – in Deutschland also im gesamten Bundesgebiet – eine Menge von 170 kg N pro Hektar und Jahr für Ackerland und von 210 kg N pro Hektar und Jahr für Grünland festzusetzen. Aufgrund der Variabilität der Böden und Klimaverhältnisse lässt sich die noch „vertretbare“ Stickstoffmenge jedoch sachgerecht nur standortspezifisch, nicht aber pauschal europaweit bestimmen (SCHÜLTKEN et al., 1997, S. 76). Bei leichten Böden kann zum Beispiel bereits bei einer Stickstoffdüngung

von mehr als 125 kg N pro Hektar und Jahr die Einhaltung einer Nitratkonzentration im Grundwasser von 50 mg/l problematisch sein (von URFF, 1988, S. 107; siehe auch MÖKER, 1993, S. 76 ff.). Der von der Nitratrichtlinie benannte Wert von 170 kg N ist in solchen Fällen also ungeeignet, die Einhaltung des ebenfalls von der Nitratrichtlinie vorgegebenen Wertes von 50 mg/l Nitrat im Grundwasser zu gewährleisten. Die EU-Kommission selbst hat im Übrigen schon den Wert von 50 mg/l Nitrat im Grundwasser als Grundlage für die Ausweisung gefährdeter Gebiete als deutlich zu hoch angesehen, um die Eutrophierung tatsächlich wirksam zu reduzieren (EU-Kommission, 1997, S. 12). Diese mangelnde Stringenz erklärt sich dadurch, dass der ursprüngliche Kommissionsvorschlag für eine Nitratrichtlinie, der unter anderem eine Tierbesatzbegrenzung vorgesehen hatte, wegen befürchteter erheblicher Auswirkungen auf die Landwirtschaft vom Ministerrat zunächst überhaupt nicht angenommen wurde. Im weiteren Verlauf der Verhandlungen über die Richtlinie sind die Anforderungen dann immer weiter aufgeweicht und die zulässige Stickstoffmenge aus Wirtschaftsdung ist so hoch festgesetzt worden, dass die durch die GAP geförderte systematische Überdüngung und Massentierhaltung im Prinzip unangetastet bleiben. Der Umweltrat hält insofern eine Revision der Nitratrichtlinie für dringend geboten. Dabei sollte die Höchstmengenregelung der Nitratrichtlinie für Reinstickstoff wegen der Standortabhängigkeit, aber auch und gerade mit Blick auf die Problematik der Vollzugskontrolle durch eine flächenbezogene Tierbesatzbegrenzung ergänzt werden.

339. Der Trend in der Landwirtschaft zur stets weiteren Intensivierung und Produktivitätssteigerung ging mit einem erheblichen Anstieg auch des Einsatzes stickstoffhaltiger Mineraldünger einher. Die Gesamtbelastung der Böden in der EU mit Stickstoff aus der Landwirtschaft beträgt nahezu 18 Mio. Mg jährlich. Davon entfallen 9 bis 10 Mio. Mg auf die Stickstoffbelastung infolge der Verwendung anorganischen Stickstoffs (EU-Kommission, 2002j, S. 4). Gleichwohl gibt die Nitratrichtlinie keine Höchstgrenzen für die Ausbringung von Mineraldüngern vor.

Nicht erfasst werden von der Richtlinie ferner die im Wirtschaftsdünger vorhandenen Phosphate und Kali. Die Landwirtschaft trägt in manchen Gebieten der EU durchaus in erheblichem Umfang zur Phosphorbelastung der Gewässer bei (Tz. 103). Die Absicht, eine Phosphatrichtlinie mit flächenbezogenen Obergrenzen für den ausgebrachten Phosphor als Ergänzung zu Nitratrichtlinie zu erarbeiten, wurde jedoch nicht weiterverfolgt. Bei der Aufnahme einer flächenmäßigen Tierbesatzbegrenzung in die Nitratrichtlinie würde allerdings zugleich die Phosphatbelastung aus der Landwirtschaft verringert werden.

Keine Regelung trifft die Nitratrichtlinie schließlich für atmosphärische Stickstoffdepositionen durch Ammonium. Die erhöhte Viehbestandsdichte sowie die Lagerung und das Ausbringen von Dung haben jedoch dazu geführt, dass vermehrt Stickstoff aus der Luft in den benachbarten Böden und Gewässern abgelagert wird (Tz. 100).

3.3.3.3 Die Defizite der deutschen Umsetzung der Nitratrichtlinie

340. Die Umsetzung der Nitratrichtlinie erfolgt in Deutschland im Wesentlichen durch die Düngeverordnung. § 2 Abs. 1 und § 4 Abs. 5 der Düngeverordnung a. F. ermöglichten Abzüge bei der Stickstoffberechnung, die dazu führen konnten, dass pro Hektar mehr als 170 kg Stickstoff auf den Boden gelangten. Bis zu 20 % der Gesamtstickstoffmengen wurden als „normale“ Verluste angesehen, die durch Verflüchtigung des Stickstoffs während der Ausbringung entstehen. Die Jahreshöchstmengen an Stickstoff aus Wirtschaftsdünger, die auf den Boden aufgebracht werden dürfen, sind in der Nitratrichtlinie indes absolut festgelegt, es sind keine Abzüge vorgesehen. Der Europäische Gerichtshof verurteilte deswegen 2002 die Bundesrepublik Deutschland (Rs. C-161/00) mit der Begründung, dass das Gemeinschaftsrecht keine Grundlage für die Berücksichtigung von Verlusten während des Ausbringungsvorgangs biete, allein abzugsfähig seien Lagerungsverluste. Die Nitratrichtlinie unterscheidet bei der Definition des Begriffs des Ausbringens nicht zwischen dem Beginn und dem Ende des Ausbringungsvorgangs. Sie stellt nicht auf die Menge ab, die tatsächlich in den Boden gelangt, sondern auf die Menge, die auf den Boden entweder durch Verteilen auf der Bodenoberfläche, Einspritzen in den Boden, Einbringen unter die Oberfläche oder Vermischen mit dem Oberboden aufgebracht wird. Allein diese restriktive Auslegung steht nach Auffassung des Umweltrates in Einklang mit dem Sinn und Zweck der Nitratrichtlinie, die Verunreinigung der Gewässer durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen zu verhindern.

341. Infolge der Verurteilung durch den EuGH ist die Düngeverordnung mit Wirkung zum 20. Februar 2003 geändert worden. Verluste während des Ausbringungsvorgangs dürfen bei der Berechnung der Gesamtstickstoffmenge nicht länger berücksichtigt werden. Erhebliche Auswirkungen wird die neue – nationale – Rechtslage insbesondere für viehstarke Betriebe haben. Aus der Berechnung in Tabelle 3-7 ergibt sich beispielhaft die erforderliche Mindestfläche (in ha) zur Ausbringung von 10 000 m^3 Rindergülle nach „alter“ und „neuer“ Düngeverordnung.

Die Gegenüberstellung zeigt, dass bei ordnungsgemäßer Umsetzung der Nitratrichtlinie in Deutschland bereits mit Beginn des ersten Aktionsprogramms 1996 im Falle von Betrieben mit einem zuvor gerade ausreichenden Flächenbestand entweder Flächen hätten hinzugepachtet werden müssen oder der Anfall von Wirtschaftsdung insgesamt etwa durch Abstockung des Viehbestandes zu verringern gewesen wäre.

Tabelle 3-7

Berechnung der Mindestfläche (in ha) zur Ausbringung von 10 000 m³ Rindergülle nach „alter“ und „neuer“ Düngeverordnung

	Ackerland (max. 170 kg N/ha)	**Grünland (max. 210 kg N/ha)**
Schema I (alte DüngeVO)		
1. Gesamt-N-Anfall: 10 000 m³ bei 5,4 kg N/m³ = 54 000 kg N/Jahr 2. abzgl. 10 % Lagerungsverluste: 54 000 kg N – 10 % = 48 600 kg N/Jahr 3. 48 600 kg N – 20 % Ausbringungsverluste = 38 880 kg N/Jahr 4. Benötigte Fläche für 38 880/170 (Ackerland) oder 38 880/210 (Grünland):	228,7	185,1
Schema II (neue DüngeVO)		
1. Gesamt-N-Anfall: 10 000 m³ bei 5,4 kg N/m³ = 54 000 kg N/Jahr 2. abzgl. 10 % Lagerungsverluste: 54 000 kg N – 10 % = 48 600 kg N/Jahr 3. Benötigte Fläche für 48 600/170 (Ackerland) oder 48 600/210 (Grünland):	285,9	231,4
Zusätzlicher Flächenbedarf in		
ha	57,2	46,3
%	*25*	*25*

Quelle: Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt, 2003, verändert.

3.3.3.4 Die Kommunalabwasserrichtlinie

342. Die Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) normiert gemeinschaftsweite Mindestanforderungen an die Abwasserbehandlung, um den Nährstoffeintrag aus kommunalem Abwasser und aus den Abwässern bestimmter Industriebranchen zu verringern. Grundsätzlich ist für kommunale Abwässer nach einer Erstbehandlung eine biologische Zweitbehandlung vorzusehen. Bei Gemeinden mit einem Einwohnerwert von weniger als 2 000 beziehungsweise von 10 000 bei Einleitungen in Küstengewässer ist lediglich eine „geeignete Behandlung“ des Abwassers sicherzustellen. Die Grundanforderungen der Richtlinie für die Sammlung, Behandlung, Einleitung und Wiederverwertung von Abwasser werden zudem für „weniger empfindliche“ beziehungsweise „empfindliche Gebiete“ gelockert beziehungsweise verschärft.

343. Als „empfindliche Gebiete“ gelten unter anderem Binnen- oder Küstengewässer, die schon eutroph sind oder in naher Zukunft eutrophieren werden, sofern keine Schutzmaßnahmen getroffen werden. Nach Artikel 5 Abs. 5 Kommunalabwasserrichtlinie gelten die in den empfindlichen Gebieten zusätzlich einzuhaltenden Anforderungen auch in den jeweiligen Wassereinzugsgebieten, die zu deren Verschmutzung beitragen. Die Richtlinie sieht also zumindest partiell eine Bewirtschaftung nach Einzugsgebieten vor. Diese Ausdehnung der strengeren Vorgaben der Richtlinie über das eigentliche empfindliche Gebiet hinaus gilt es unbedingt in der Praxis umzusetzen und sodann in die nach der Wasserrahmenrichtlinie aufzustellenden Maßnahmenprogramme (Tz. 347) zu integrieren.

344. Zu weniger empfindlichen Gebieten konnten die Mitgliedstaaten unter anderem „Meeresgewässer, bei denen die Einleitung von Abwasser aufgrund der morphologischen und hydrologischen Bedingungen beziehungsweise der besonderen Strömungsverhältnisse keine Umweltschäden verursacht“, erklären. In diesen kann insbesondere bei Ableitungen in Küstengewässer von Gemeinden mit Einwohnerwerten von 10 000 bis 150 000 und bei Ableitungen in Ästuare von Gemeinden mit Einwohnerwerten von 2 000 bis 10 000 von der Zweitbehandlung abgesehen werden. Die Wiedereinleitung darf lediglich „keine Veränderungen der Umwelt hervorrufen“. Angesichts der unpräzisen Formulierung und der Schwierigkeit insbesondere auch von längerfristigen Vorhersagen werden mit dieser Regelung nicht unerhebliche Abweichungsspielräume von den Grundanforderungen der Kommunalabwasserrichtlinie eröffnet. Außerdem tragen alle Abwassereinleitungen zur Eutrophierung der Küstengewässer und Meere bei. Nach Auffassung des Umweltrates gibt es daher tatsächlich keine „weniger empfindlichen Gebiete“.

3.3.3.5 Die Defizite der deutschen Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie

345. In Deutschland sollte ursprünglich eine flächendeckende Anwendung der Vorgaben der Kommunalabwasserrichtlinie für die empfindlichen Gebiete erfolgen (TEUBER und PORT, 1991, S. 904). Tatsächlich sind dann aber, zunächst nur zögerlich, empfindliche Gebiete auf Landesebene ausgewiesen worden. Im Ergebnis gelten zwischenzeitlich für weite Bereiche des Bundesgebietes die strengeren Anforderungen der Kommunalabwasserrichtlinie (EU-Kommission, 1998). Auch der Umweltrat hat es wegen der hohen Nährstoffbelastung für unvermeidlich gehalten, dass zumindest große Teile Deutschlands als empfindliche Gebiete zu bestimmt werden (SRU, 1996a, Tz. 343).

346. Konkrete Anforderungen an kommunales Abwasser sah das nationale Recht insbesondere in § 7a WHG in Verbindung mit der Abwasserverordnung und Abwasserverwaltungsvorschriften vor. Unzureichend war die Umsetzung insofern, als die Probeentnahmepraxis in Deutschland in Bezug auf die Stickstoffkonzentrationen in Abläufen von Kläranlagen mit einem Einwohnerwert von über 100 000 nicht zu gleichwertigen Ergebnissen geführt hat. Überdies war Untersuchungen zufolge davon auszugehen, dass die deutschen Anforderungen zwar bei Abwasserbehandlungsanlagen unter einem Einwohnerwert von 100 000 etwa dem Gemeinschaftsrecht entsprachen, bei Anlagen über einem Einwohnerwert von 100 000 die Kommunalabwasserrichtlinie jedoch strenger war (NEITZEL und KLOPP, 1993, S. 956). Unmittelbar nachdem die EU-Kommission vor diesem Hintergrund im Mai 2002 ein Vertragsverletzungsverfahren gegen die Bundesrepublik Deutschland eingeleitet hatte, wurde die Abwasserverordnung novelliert. Zugleich wurden die letzten, bis dahin noch fortgeltenden Abwasserverwaltungsvorschriften aufgehoben.

Der Überwachungswert für Stickstoff gesamt ist von 18 auf 13 mg/l gesenkt worden. Unverändert besteht allerdings weiterhin die Möglichkeit, einen höheren Überwachungswert von 25 mg/l N zu beantragen, wenn die Verminderung der Gesamtstickstofffracht mindestens 70 % beträgt. Der Umweltrat plädiert jedoch dafür, von der Alternative des 70%-Nachweises allenfalls ausnahmsweise Gebrauch zu machen und vorrangig die – technisch mögliche – Einhaltung eines Konzentrationswertes für Stickstoff von 13 mg/l zu fordern. Dafür spricht insbesondere auch, dass es bislang an eindeutigen Vorgaben für die Probennahme, das Messprogramm und die Berechnungsverfahren für den 70%-Nachweis fehlt, sodass mit der Inanspruchnahme des höheren Überwachungswertes das bisherige Defizit der deutschen Umsetzung jedenfalls gegenwärtig nicht grundsätzlich beseitigt wäre. Lückenhaft bleibt die Abwasserverordnung nach Ansicht des Umweltrats des Weiteren im Hinblick darauf, dass die Kommunalabwasserrichtlinie unter dem Parameter „Stickstoff“ die Summe aus Nitrat-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff und organisch gebundenem Stickstoff versteht, während Letzterer durch das deutsche Recht nicht erfasst wird. Tatsächlich liegt die Konzentration organischen Stickstoffs im Nachlauf der Kläranlagen aber durchaus in einer relevanten Größenordnung von 2 bis 3 mg/l (SRU, 2004, Kapitel 5).

3.3.3.6 Konsequenzen aus der finalen Ausrichtung der Wasserrahmenrichtlinie

347. Die Wasserrahmenrichtlinie geht mit ihrem umfassenden, an Flussgebietseinheiten ausgerichteten Bewirtschaftungsansatz (SRU, 2004, Kapitel 5) über die sektorale Betrachtungsweise von Nitrat- und Kommunalabwasserrichtlinie hinaus. Es sind die Nährstoffeinträge aller Ober- und Unterlieger eines Fließgewässers in den Blick zu nehmen und sämtliche einschlägigen Nutzungen zu regeln. Die Vorgaben von Nitrat- und Kommunalabwasserrichtlinie beziehungsweise der jeweiligen nationalen Umsetzungen sind in die nach der Wasserrahmenrichtlinie aufzustellenden Maßnahmenprogramme zu integrieren.

348. Zwar sind die „eigenen“ Regelungen der Wasserrahmenrichtlinie für Einträge aus diffusen Quellen weitgehend defizitär (SRU, 2002a, Tz. 725; APPEL, 2001, S. 137). Maßnahmen zur Trendumkehr von Grundwasserbelastungen werden in Artikel 4 lit. b gefordert, aber – bislang – nicht konkretisiert. Eine originäre Strategie im Hinblick auf die Stickstoff- und Phosphoremissionen aus der Landwirtschaft enthält die Wasserrahmenrichtlinie nicht. Gleichwohl beziehungsweise gerade deshalb sind die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zuständigen Stellen gefordert. Sie müssen bei der Festlegung von Begrenzungen für diffuse Einträge unter Einschluss der besten Umweltpraxis bis 2012 nach Artikel 10 der Richtlinie auch die landwirtschaftliche Tätigkeit als maßgebliche Quelle von Nährstoffeinträgen mit einbeziehen (QUAST et al., 2002, S. 203 ff.). Lassen sich die verbindlichen Umweltqualitätsziele nach der Richtlinie mit den Festlegungen auf der Grundlage anderer Richtlinien bis 2015 nicht erreichen, so müssen zwingend und rechtzeitig zusätzliche Bestimmungen getroffen werden. Konkret können in den Maßnahmenprogrammen beispielsweise Regelungen über Gewässerrandstreifen oder sonstige Düngeverbote festgesetzt werden, die über das hinausgehen, was etwa in Aktionsprogrammen nach der Nitratrichtlinie beziehungsweise Düngeverordnung vorgesehen ist (SRU, 2004, Kapitel 5).

In dieser eindeutig finalen Ausrichtung der Wasserrahmenrichtlinie liegt ein wesentlicher Unterschied zum bisherigen gemeinschaftlichen und insbesondere auch zum nationalen Recht. Die „bloße“ Verringerung der Nährstoffeinträge genügt – auch wenn das, was als Stand der Technik oder als gute fachliche Praxis der Landwirtschaft im Sinne der Nitratrichtlinie definiert worden ist, eingehalten wird – in Zukunft unter Umständen nicht mehr.

Der Umweltrat ist sich bewusst, dass ein grundlegendes Problem in diesem Zusammenhang in der gegenwärtig

noch fehlenden spezifischen Festlegung von Umweltqualitätszielen für die unterschiedlichen Gewässertypen besteht. Er schlägt deswegen vor, die im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens bereits entwickelten Kriterien für die Identifizierung (potenzieller) Problemgebiete (Tz. 326) quasi als Negativmerkmale heranzuziehen und zügig zu einer Positivdefinition des guten ökologischen und chemischen Zustandes von Küsten- und Mündungsgewässern weiter zu entwickeln.

349. Dem Umweltrat erscheint es ferner geboten – wie bereits bezüglich des Eintrags von Schadstoffen in die Meeresumwelt ausgeführt (Tz. 296) –, auch im Hinblick auf die Eutrophierung auf die Unterschiede zwischen Wirkbereich und Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie hinzuweisen: Über den Geltungsbereich von einer Seemeile ab Küstenlinie hinaus sind Nord- und Ostsee nämlich durch die Wasserrahmenrichtlinie zumindest indirekt durch eine Reduzierung der landseitigen Nährstoffeinträge geschützt. Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme sollen zum Schutz der Hoheits- und Meeresgewässer beitragen (21. Erwägungsgrund, Artikel 1 der Wasserrahmenrichtlinie), sodass für Stickstoff und Phosphat nicht allein auf den Zustand der Binnengewässer und des küstennahen Bereichs abzustellen ist, sondern – parallel zu den Schadstoffeinleitungen (Tz. 297) – die Begrenzungen von Nährstoffeinträgen an der Empfindlichkeit der Meere insgesamt zu orientieren sind. Nur ein solches Verständnis vermag im Übrigen auch die notwendige Kohärenz mit den ohne Rücksicht auf eine Seemeilenbegrenzung nach der Nitratrichtlinie auszuweisenden gefährdeten Gebieten und den (potenziellen) Problemgebieten nach OSPAR zu gewährleisten.

3.3.3.7 Verkehrsbedingte Stickstoffeinträge

350. Ursächlich für die Eutrophierung von Nord- und Ostsee sind in erheblichem Umfang auch verkehrsbedingte Stickstoffeinträge über den Luftpfad (Tz. 107 ff. sowie KOCH, 1996, S. 241 ff.). Bereits 1970 ist die Richtlinie 70/220/EWG zu Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Abgase von Kraftfahrzeugmotoren mit Fremdzündung verabschiedet worden (dazu KOCH, 2003, Rn. 69 ff.). NO_x-Grenzwerte für schwere Lkw enthält daneben die Richtlinie 88/77/EWG. Die Emissionsgrenzwerte beider Richtlinien wurden mehrfach verschärft. Sie werden im deutschen Recht in § 47 StVZO verbindlich im Rahmen der Straßenverkehrszulassung vorgeschrieben. In der Folge sanken die Emissionen aus dem landseitigen Kfz-Verkehr tatsächlich, in der Summe sind die Erfolge jedoch teilweise durch das gestiegene Verkehrsaufkommen wieder „kompensiert“ worden. Im Rahmen des Programms „Clean Air for Europe“ – CAFE – (EU-Kommission, 2001e) wird nunmehr eine langfristige, strategische und integrierte Politik zur Luftreinhaltung erarbeitet. Das CAFE-Programm soll bis Ende 2004/Anfang 2005 fertiggestellt sein. Die EU-Kommission erwartet in der Folge eine Reduktion der landseitigen NO_x-Emissionen um 90 % bis 2010.

351. Die Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (Luftqualitätsrahmenrichtlinie) sieht in Verbindung mit der Tochterrichtlinie 1999/30/EG Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Partikel und Blei in der Luft vor. Während danach die Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide in Bezug auf die menschliche Gesundheit erst ab 2010 verbindlich werden, ist als Jahresgrenzwert zum Schutz der Vegetation bereits seit Juli 2001 ein Wert von 30 $\mu g/m^3$ NO_x einzuhalten. Um sicherzustellen, dass die gebietsbezogenen Grenzwerte nicht überschritten werden, haben die Mitgliedstaaten die „erforderlichen Maßnahmen“ (Artikel 4 der Richtlinie 1999/30/EG) gegebenenfalls auch auf den Kfz-Verkehr zu erstrecken (JARASS, 2003; SRU, 2004, Kapitel 6).

352. Mit der Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) werden nationale Emissionshöchstmengen (National Emission Ceilings) für bestimmte Luftschadstoffe vorgegeben, so auch für NO_x. Die NEC-Richtlinie erfasst ebenfalls den landseitigen Verkehr. Spätestens ab 2010 werden die in Anhang I der Richtlinie festgesetzten Emissionshöchstmengen für die Mitgliedstaaten verbindlich. Für Deutschland ist demnach ab 2010 eine Höchstmenge von 1,051 Mio. Mg NO_x maßgeblich. Die letztlich festgelegten Höchstmengenbegrenzungen bleiben jedoch erheblich gegenüber den ursprünglichen Forderungen zurück. Auch sind die Hot-Spot-Probleme weiterhin ungelöst (SRU, 2004, Kapitel 6).

353. Mit der Festlegung verbindlicher Emissionsgrenzwerte für den Straßenverkehr ging keine entsprechende, den Seeverkehr betreffende Entwicklung einher. Zwar ist unbestritten, dass der Seeverkehr maßgeblich zu den Emissionen von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden sowie zu Konzentrationen und Ablagerungen von Luftschadstoffen in der Gemeinschaft beiträgt. Notwendige Regelungen zur Emissionsverringerung wurden indes nicht getroffen (ausführlich dazu Tz. 381 ff.). Die EU-Kommission sieht zwar durchaus die Bedeutung der seeseitigen NO_x-Emissionen. In ihrer Mitteilung über eine künftige europäische Meeresschutzstrategie (EU-Kommission, 2002a) nimmt sie jedoch maßgeblich Bezug auf die Strategie zur Luftverunreinigung durch Schiffe, die ihrerseits wiederum im Wesentlichen auf die beabsichtigte Meeresschutzstrategie verweist mit der Folge, dass die Problematik im Prinzip nicht angegangen wird. Auch die NEC-Richtlinie nimmt den internationalen Seeverkehr von ihrem Anwendungsbereich ausdrücklich aus. Nach der Luftqualitätsrahmenrichtlinie ist allerdings die Luftqualität im gesamten Hoheitsgebiet der Mitgliedstaaten zu beurteilen, das heißt deren Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide sind jedenfalls auch für die küstennahen Bereiche maßgeblich.

3.3.4 Zusammenfassung und Empfehlungen zur Verminderung der Eutrophierung

354. Der politische Wille, der in ambitionierten Vorgaben seitens der Internationalen Nordseekonferenzen und von OSPAR und HELCOM zum Ausdruck kommt, muss sich in gleicher Weise in der Verabschiedung konkreter Maßnahmen auf gemeinschaftlicher und nationaler Ebene fortsetzen. Die mangelnde Kohärenz zwischen den einzelnen Regelungsebenen ist schwerlich länger akzeptabel.

Erforderlich ist eine Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), die wesentlich über den im Juni 2003 erzielten Kompromiss hinausgeht. Das bedeutet vor allem:

– Die auf Produktionssteigerung ausgerichteten Ziele des Artikel 33 Abs. 1 EG sollten durch eine umweltorientierte Formulierung ersetzt werden;

– die Meeresumweltschutzziele sind tatsächlich in die Gestaltung der Landwirtschaftspolitik zu integrieren (Artikel 6 EG);

– die Zahlung von Agrarbeihilfen ist konsequent, also ohne weitreichende Ausnahmen von der Produktionsmenge zu entkoppeln;

– die Modulation, das heißt die Umschichtung von Finanzmitteln von der 1. in die 2. Säule der GAP muss in einem erheblich größeren Umfang als vorgesehen vollzogen werden und sollte langfristig die Zahlungen aus der 1. Säule ersetzen.

Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, sich hierfür im Rahmen der weiteren Ausgestaltung der GAP trotz und gerade wegen der kürzlich vereinbarten Änderungen nachdrücklich einzusetzen. Darüber hinaus sind unbedingt die im Rahmen der GAP bestehenden nationalen Handlungsspielräume wahrzunehmen, indem Agrarfördermittel so weit als möglich für Umweltschutzmaßnahmen zur Verfügung gestellt werden. Insbesondere sind die nationalen Agrarumweltprogramme nach der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 konsequent an Umwelt- und Naturschutzzielen auszurichten (ausführlich SRU, 2002b, Tz. 401 f.; SRU, 2004, Kapitel 4).

355. Die Nitratrichtlinie beziehungsweise Düngeverordnung ist endlich in der Praxis auf Küsten- und Meeresgewässer anzuwenden. Eutrophierte oder eutrophierungsgefährdete Küsten- und Meeresbereiche sind als gefährdete Gebiete auszuweisen und zu behandeln. Unabhängig von einer – nach Auffassung des Umweltrates notwendigen – Revision der Nitratrichtlinie sollte in den deutschen Aktionsprogrammen beispielsweise eine Stickstoffmenge deutlich unterhalb von 170 (Ackerland) beziehungsweise 210 (Grünland) kg N pro Hektar und Jahr festgesetzt werden, wenn die jeweiligen Standortbedingungen und die Verhältnisse in Nord- und Ostsee es erfordern. Die Vorgaben der neuen Düngeverordnung sind strikt einzuhalten.

Die besondere Schutzbedürftigkeit der beiden Meere sollte ebenso in die nach der Wasserrahmenrichtlinie aufzustellenden Maßnahmenprogramme Eingang finden. Die zuständigen Behörden sollten in den Maßnahmenprogrammen gegebenenfalls über die Aktionsprogramme hinausgehende Festlegungen treffen, und zwar auch in Bezug auf die landwirtschaftlichen Aktivitäten in einer Flussgebietseinheit.

In Anbetracht der zum Teil schwierigen Überwachung im Bereich der Landwirtschaft plädiert der Umweltrat dafür, sich in den nächsten Aktionsprogrammen sowie später in den Maßnahmenprogrammen eher auf wenige, dafür aber kontrollierbare und gleichzeitig für den Gewässerschutz effektive Bestimmungen zu konzentrieren. Solche „vollzugsfreundlichen“ und wirksamen Instrumente sieht der Umweltrat vor allem

– in einer flächenabhängigen Tierbesatzbegrenzung,

– in einer ganzjährigen Pflanzendecke mit Zwischenfruchtanbau und Winterbegrünung,

– in einem konsequenten Nachweis der für die Ausbringung von Wirtschaftsdung zur Verfügung stehenden Fläche,

– zumindest bei viehstarken Betrieben in der konsequenten Durchsetzung von Vorhalteeinrichtungen zur Lagerung des Wirtschaftsdungs während der Winterzeit auf der Grundlage nachträglicher Anordnungen nach den §§ 17, 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG zwecks geordneter Abfallbeseitigung sowie

– in einem weitreichenden Verbot des Grünlandumbruchs.

356. Nur bei ausreichender Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen kann vermieden werden, dass sich die diesbezügliche Einstellung der Landwirte (weiter) verhärtet. Beratung, Schulung und Kooperation sind in diesem Zusammenhang von wesentlicher Bedeutung. Die Nährstoffausträge der konventionell wirtschaftenden Betriebe weisen große Schwankungsbreiten auf (HEGE, 2003), sodass es maßgeblich auch auf den einzelnen Betriebsleiter und dessen Know-how ankommt. Notwendig sind daher zutreffende Nährstoffsaldierungen, um Klarheit darüber zu gewinnen, wie sich die einzelbetriebliche Situation überhaupt darstellt. Der Umweltrat unterstützt deshalb unbedingt die Weiterentwicklung gemeinschaftsweit harmonisierter Bilanzierungsmodelle (Tz. 231).

357. Auch Abwässer kleinerer Gemeinden sind regelmäßig stark mit Phosphaten und Stickstoff vorbelastet. Insgesamt sollte aus Vorsorgegründen eine weitergehende Abwasserbehandlung mit Nährstoffreduzierung nach der Kommunalabwasserrichtlinie überall Standard werden. Die Möglichkeit der Ausweisung so genannter weniger empfindlicher Gebiete sollte abgeschafft werden. Die Bundesregierung sollte sich daher für eine entsprechende Änderung der Kommunalabwasserrichtlinie einsetzen.

Auf nationaler Ebene misst der Umweltrat der bundesweiten Einhaltung des jetzt in der Abwasserverordnung verankerten Konzentrationswertes für Stickstoff von 13 mg/l maßgebliche Bedeutung zu.

358. In hohem Maße regelungsbedürftig sind die Emissionen aus der Seeschifffahrt. Die Standards auf See dürfen nicht länger eklatant hinter denjenigen an Land zurückbleiben. Während nach der NEC-Richtlinie beabsichtigt ist, die landseitigen NO_x-Emissionen gemeinschaftsweit bis 2010 auf 6,5 Mio. Mg im Vergleich zu 13,4 Mio. Mg in 1990 zu reduzieren, wird für die schifffahrtsbedingten Einträge bis 2010 von einem Anstieg auf 4,01 Mio. Mg beziehungsweise 4,6 Mio. Mg bei einem 1,5%igen beziehungsweise bei einem 3%igen Wachstum gegenüber 1990 mit 2,8 Mio. Mg ausgegangen (Tz. 108). Die Entwicklung würde demnach also genau entgegengesetzt verlaufen. Für die insoweit bestehenden Probleme, aber auch Handlungsmöglichkeiten wird auf Tz. 381 ff. verwiesen.

3.4 Schutz vor Belastungen und Risiken durch die Seeschifffahrt

3.4.1 Ausgangslage

359. Die Schifffahrtsstraßen vor den deutschen Küsten gehören schon heute mit zu den weltweit am stärksten befahrenen. Dies gilt für die Deutsche Bucht und die Einfahrt zum Hamburger Hafen genauso wie für die Ein- und Ausfahrt des Nord-Ostsee-Kanals und die in der Ostsee südlich vom dänischen Gedser gelegene Kadetrinne. Der Transitverkehr in der Nordsee umfasst etwa 48 000 Schiffsbewegungen pro Jahr, der Transitverkehr in der Ostsee wird auf ca. 30 000 Bewegungen jährlich geschätzt (BRENK, 2003a, S. 107). Der Seeverkehr in Nord- und Ostsee wird in den nächsten Jahren noch erheblich ansteigen (Tz. 105). HELCOM geht von einer Zunahme des Risikos schwerer Ölunfälle in der Ostsee um 25 % aus (HELCOM, 2003e).

Neben Schiffsunfällen sind die durch den Seeverkehr verursachten chronischen Verschmutzungen durch Einleitungen von Betriebs- und Ladungsrückständen und das Einbringen von Schiffsabfällen unverändert von erheblicher Relevanz für die Meeresumwelt. Ferner kommt es zu ebenfalls chronischen Verschmutzungen insbesondere durch Schwefeldioxid- und Stickstoffoxidemissionen in die Atmosphäre durch die Verbrennung von Schiffskraftstoffen (Tz. 107 ff.). Schließlich ist die Seeschifffahrt ursächlich für die Einschleppung gebietsfremder Arten in Nord- und Ostsee (Tz. 110 ff.). Im Vergleich zu Schiffshavarien sind diese mit dem Seeverkehr verbundenen betriebsbedingten Risiken zwar weniger spektakulär, das Ausmaß ihrer Auswirkungen übertrifft insgesamt jedoch die unfallbedingte Bedrohung von Nord- und Ostsee. Nach Auffassung des Umweltrates ist es daher geboten, diese schleichende Verschmutzung der Meere verstärkt ins öffentliche Bewusstsein zu rücken.

3.4.2 Das politische Mehrebenensystem im Bereich der Seeschifffahrt

3.4.2.1 International – Flaggenstaatsprinzip und das Recht auf friedliche Durchfahrt

360. Naturgemäß sind der Seeverkehr und seine Regulierung durch ihren internationalen Charakter geprägt. Die Erhöhung der Schiffssicherheit erfordert ebenso wie die Bekämpfung chronischer Meeresverschmutzungen eine internationale Zusammenarbeit. Maßgebliche Bedeutung wird jedoch nach wie vor der „Freiheit der Meere“ und dem Recht auf friedliche Durchfahrt beigemessen. Lösungsansätze im Rahmen der zuständigen Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (International Maritime Organization – IMO) werden nur in langwierigen Entscheidungsprozessen erarbeitet (EHLERS, 2003). Außerdem verfügt die IMO nicht über Kontroll- und Durchsetzungsbefugnisse mit der Folge, dass ihre Regeln weltweit sehr unterschiedlich angewendet werden. Durch den Trend zu „Billigflaggen“ wird diese Entwicklung weiter verschärft. Immerhin kam es als Reaktion auf die Havarie der „Torrey Canon“ im Jahr 1967 vor den Scilly Islands auf völkerrechtlicher Ebene zur Verabschiedung unter anderem

– des Londoner Übereinkommens über die Verschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972 (in der Fassung des Protokolls vom 7. November 1996),

– des Internationalen Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe von 1973 (International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships, ergänzt durch ein Protokoll von 1978 – MARPOL 73/78) und

– des Internationalen Übereinkommens von 1974 zum Schutz menschlichen Lebens auf See (Safety of Life at Sea, ebenfalls ergänzt durch ein Protokoll von 1978 – SOLAS).

Einen Rahmen für den gesamten Seeverkehr gibt zudem das erst 1994 in Kraft getretene Seerechtsübereinkommen (SRÜ) von 1982 vor. Das SRÜ geht von dem Grundsatz aus, dass Anforderungen an Schiffe vorrangig in die Kompetenz der jeweiligen Flaggenstaaten fallen (Flaggenstaatsprinzip). Grundsätzlich ist danach der jeweilige Flaggenstaat für die Sicherheit der seine Flagge führenden oder in sein Register eingetragenen Schiffe verantwortlich. Der Flaggenstaat hat auf Ersuchen eines anderen Staates auch jeden Verstoß zu untersuchen, der von einem unter seiner Flagge fahrenden Schiff begangen worden sein soll. Maßnahmen gegenüber Schiffen unter fremden Flaggen sind nach dem SRÜ grundsätzlich nur insoweit zulässig, als sie auf die Hoheitsgewässer des jeweiligen Küstenstaates begrenzt werden. Stellt ein Hafenstaat bei einem in einem seiner Häfen liegenden Schiff einen Verstoß gegen internationale Seetüchtigkeitsregeln fest, hat er, wenn eine Schädigung der Meeresumwelt zu befürchten steht, „soweit praktikabel“ Verwaltungsmaß-

nahmen zu ergreifen, um das Schiff am Auslaufen zu hindern (Artikel 219, 228 SRÜ). Auch in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) stehen den Küstenstaaten aber Kontrollbefugnisse etwa in Bezug auf die Einhaltung der MARPOL-Regelungen zu (Artikel 211 Abs. 5 SRÜ). In der Überwachungspraxis der Küstenstaaten findet dies jedoch ebenso wie die in Artikel 218 SRÜ vorgesehene Möglichkeit, quasi als Sachwalter der Internationalen Staatengemeinschaft auch Verschmutzungen zu verfolgen, die auf Hoher See begangen werden, bislang wenig Beachtung (KÖNIG, 2003, S. 93 f.).

Dem Umweltrat ist bewusst, dass eine intensivere Überwachung einen entsprechenden Personal- und Finanzmitteleinsatz voraussetzt. Gleichwohl sieht er – insbesondere im europäischen Kontext – in einer quantitativen und qualitativen Ausdehnung der Überwachungspraxis ein maßgebliches Instrument, um unzureichenden Kontrollen, vor allem in Ländern so genannter Billigflaggen, jedenfalls partiell entgegensteuern zu können. Denn in der Praxis können oder wollen insbesondere viele Flaggenstaaten die ihnen für ihre Schiffe obliegenden Kontrollaufgaben nicht ausreichend wahrnehmen (KÖNIG, 2002, S. 39; 2003, S. 97; ERBGUTH et al., 2002, S. 240). Dabei darf nicht allerdings übersehen werden, dass auch Schiffseigner aus EU-Ländern zum Beispiel unter den Flaggen von Liberia, Panama, den Bahamas oder der Beitrittsländer Zypern und Malta fahren. Ein großer Teil der von europäischen Gesellschaften kontrollierten Schiffe führt allein aus steuerlichen Gründen die Flagge von Drittländern und trägt dadurch wesentlich zu der dortigen defizitären Situation und damit letztlich zur Erhöhung der mit dem Seeverkehr verbundenen Risiken bei.

3.4.2.2 Zunehmende Einflussnahme auf internationale Vorgaben durch EG-Regelungen

361. Obgleich das Völkerrecht den einzelnen Staaten beziehungsweise der EG durchaus Handlungsspielräume für Maßnahmen in ihren Küstenmeeren und Häfen eröffnet, existierten auf Gemeinschaftsebene lange Zeit keine Rechtsvorschriften in Bezug auf den Seeverkehr. Zwar war die EU-Kommission nach der Katastrophe der „Amoco Cadiz“ im Jahr 1978 vor der Bretagne von den Mitgliedstaaten aufgefordert worden, Maßnahmen zur Überwachung und Verringerung der Ölverschmutzung der Meere zu unterbreiten. In der Folge wurden ehrgeizige Vorschläge erarbeitet, herausgekommen sind schließlich aber nur einfache Erklärungen oder Entschließungen, welche die Mitgliedstaaten veranlassen sollten, vorhandene internationale Übereinkommen zu ratifizieren. Erst 1993 verabschiedete der Ministerrat eine Entschließung über eine gemeinsame Politik im Bereich der Sicherheit im Seeverkehr. In der Folge ergingen Gemeinschaftsregelungen insbesondere

- über die Mindestanforderungen an Schiffe, die Seehäfen der Gemeinschaft anlaufen oder aus ihnen auslaufen, und gefährliche Stoffe oder umweltschädliche Güter befördern,
- über gemeinsame Vorschriften und Normen für Schiffsüberprüfungs- und Schiffsbesichtigungsorganisationen und die einschlägigen Maßnahmen der Seebehörden sowie
- über Mindestanforderungen für die Ausbildung von Seeleuten.

Diese Vorgaben wurden genauso wie die Richtlinie über Hafenstaatkontrollen (95/21/EG) in erster Linie als Umsetzung internationaler Vorgaben, nicht aber als eigene Initiativen verstanden.

362. Der größte Teil der EU-Flotte treibt ausschließlich Handel zwischen den Häfen von Drittländern (EU-Kommission, 2000b, S. 6). Bei Maßnahmen im Bereich des Seeverkehrs allein auf Gemeinschaftsebene wird folglich deren möglichen Konsequenzen für die EU-Flotte in der übrigen Welt erhebliches Gewicht beigemessen. Deswegen hatten sich etwa Deutschland und die Niederlande zunächst gegen eine Verschärfung der europäischen Richtlinie über Hafenstaatkontrollen gewandt und stattdessen für eine entsprechende Initiative innerhalb der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation IMO plädiert (KÖNIG, 2002, S. 52; NÖLL, 1999, S. 474). Generell stellt die EU-Kommission bei den Mitgliedstaaten die Tendenz fest, zwingende Regelungen überhaupt vermeiden zu wollen, sobald sich der von einem Unfall ausgehende Impuls abgeschwächt hat (EU-Kommission, 2000b, S. 4). Offenkundig „bedurfte“ es erst der Havarien der „Erika“ im Jahr 1999 und der „Prestige“ im Jahr 2002, um grundlegende Änderungen im Bereich des Seeverkehrs auf europäischer Ebene anzustoßen. In der Folge wurden nämlich von der EU-Kommission in einem so genannten Erika-I-Packet (EU-Kommission, 2000b) mehrere Vorschläge unterbreitet, um die Wiederholung derartiger Unfälle künftig zu verhindern. Ergänzt wurden diese Vorschläge durch das so genannte Erika-II-Packet (EU-Kommission, 2000c), eine weitere Verschärfung erfolgte nach der Havarie der „Prestige“ (EU-Kommission, 2002k, 2003g), (Tabelle 3-8).

Diese EU-Vorgaben, insbesondere die Regelungen zum phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen, haben erhebliche Anstoßwirkung auf internationaler Ebene entfaltet (Tz. 369). Die von der EU-Kommission geforderte Einführung eines Flaggenstaaten-Codes sowie eines verbindlichen (externen) Auditierungsverfahrens für Flaggenstaaten sind zwischenzeitlich immerhin zum Gegenstand von Verhandlungen im Rahmen der IMO geworden (ERBGUTH et al., 2002, S. 239 f.).

Tabelle 3-8

Übersicht über EG-Maßnahmen in Folge der Havarien der „Erika“ im Jahr 1999 und der „Prestige“ im Jahr 2002

Erika-I-Packet **(März 2000)**	Verschärfung der RL über Hafenstaatkontrollen (95/21/EG) durch RL 2001/106/EG	In Kraft getreten: 22. Juli 2003
	Verschärfung der RL über Klassifikationsgesellschaften (94/57/EG) durch RL 2001/105/EG	In Kraft getreten: 22. Juli 2003
	VO (EG) Nr. 417/2002 zum phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen	In Kraft getreten: 27. März 2002
Erika-II-Packet **(Dezember 2000)**	Schiffsmelde-RL (2002/59/EG)	In Kraft ab: 5. Februar 2004
	Einrichtung eines europäischen Entschädigungsfonds	nicht angenommen, aber Anstoß für internationalen Zusatzfonds
	Einrichtung des European Maritime Safety Agency	In Kraft getreten: 24. August 2002
Konsequenzen aus der Havarie der „Prestige“ **(Dezember 2002, März 2003)**	weiter beschleunigtes phasing-out und Transportverbot für Schweröl in Ein-Hüllen-Tankschiffen durch Änderung der VO (EG) Nr. 417/2002	In Kraft getreten: 21. Oktober 2003
	Vorschlag für eine RL über die Meeresverschmutzung durch Schiffe und die Einführung von Sanktionen für Verschmutzungsdelikte	wird derzeit beraten

SRU/SG 2004/Tabelle 3-8

3.4.2.3 Die „untergeordnete“ nationale Ebene

363. Auf der Grundlage des Seerechtsübereinkommens hat zwar die Bundesrepublik Deutschland 1994 in Nord- und Ostsee ihr Küstenmeer auf zwölf Seemeilen ausgedehnt und ebenfalls in beiden Meeren seit Anfang 1995 jeweils eine AWZ errichtet. Weil nationale Regelungen nur die Schiffe der eigenen Flagge, nicht aber fremdflaggige verpflichten können, sind sie in dem international geprägten Seeverkehr von eher untergeordneter Bedeutung. Vor dem Hintergrund der nunmehr verstärkten Gemeinschaftsaktivitäten wird überdies der Spielraum für nationale Alleingänge auch insofern begrenzt. Die Bundesrepublik Deutschland hat allerdings in der „Anlaufbedingungsverordnung“ Meldepflichten für Schiffe normiert, die gefährliche oder umweltschädliche Güter als Massengut oder in verpackter Form befördern und deutsche Häfen anlaufen oder aus ihnen auslaufen. Vorgaben zur Annahme von Lotsen für Fahrtstrecken innerhalb der deutschen Hoheitsgewässer zu und von deutschen Häfen sind auf der Grundlage des Seelotsengesetzes getroffen worden. Außerdem gibt es in Absprache mit den Niederlanden in der Nordsee das Verkehrstrennungsgebiet Terschelling-Deutsche Bucht. Für die Ostsee ist der IMO von deutscher Seite der Vorschlag für einen Transitweg für Tankschiffe durch die gesamte Ostsee unterbreitet worden (EHLERS, 2003).

3.4.3 Maßnahmen zur Erhöhung der Schiffssicherheit

3.4.3.1 Hafenstaatenkontrollen und Klassifizierungen

364. Als Reaktion auf die Havarie der „Amoco Cadiz“ im Jahr 1978 kam es noch in demselben Jahr zur Verabschiedung des Hague Memorandum of Understanding on Port State Control (Hague MOU). Es wurde 1982 ersetzt durch das Paris Memorandum of Understanding on Port State Control (Paris MOU). Der Pariser Vereinbarung gehören gegenwärtig 20 Länder, darunter auch die Bundesrepublik Deutschland an. Durch die Vereinbarung werden die Schifffahrtsbehörden verpflichtet, 25 % der durchschnittlich in ihre Häfen einlaufenden Schiffe zu kontrollieren und die Informationen an eine Datenbank weiterzugeben. Mit höchster Priorität sollen unter anderem diejenigen Schiffe kontrolliert werden, die unter der Flagge eines Staates fahren, der sich auf der so genannten „Schwarzen Liste“ der Pariser Vereinbarung befindet (Tabelle 3-9).

Tabelle 3-9

Schwarze Liste des Paris Memorandum of Understanding on Port State Control

Beflaggung	Inspektionen 2000–2002	Auslaufverbote 2000–2002	Einstufung
Albanien	126	69	sehr hohes Risiko
Bolivien	76	40	
Sao Tome and Principe	97	46	
Tonga	103	41	
Libanon	237	77	
Algerine	200	61	
Korea, Demokratische Republik	43	16	
Honduras	226	68	
Kambodscha	911	230	
Georgien	212	56	
Türkei	2 440	545	
Syrien, Arabische Republik	394	89	
Libyen, Arabische Emirate	57	16	
Rumänien	170	37	
Belize	358	71	
St. Vicent & Gerandines	2 365	403	hohes Risiko
Marokko	201	39	
Ukraine	748	100	mittleres bis hohes Risiko
Ägypten	209	30	mittleres Risiko
Panama	5 213	541	
Malta	5 000	481	
Indien	209	24	
Bulgarien	293	32	
Tunesien	44	7	
Zypern	3 991	347	

Quelle: Paris MOU, 2002, S. 24 – Black List, verändert

Weltweit gibt es zwischenzeitlich sieben weitere Hafenstaatenvereinbarungen, die sich an dem Paris MOU orientieren (HOPPE, 2000). Für den Ostseebereich sind die Anrainerstaaten zusätzlich im Rahmen des Helsinki-Übereinkommens verpflichtet, entsprechende Kontrollen durchzuführen.

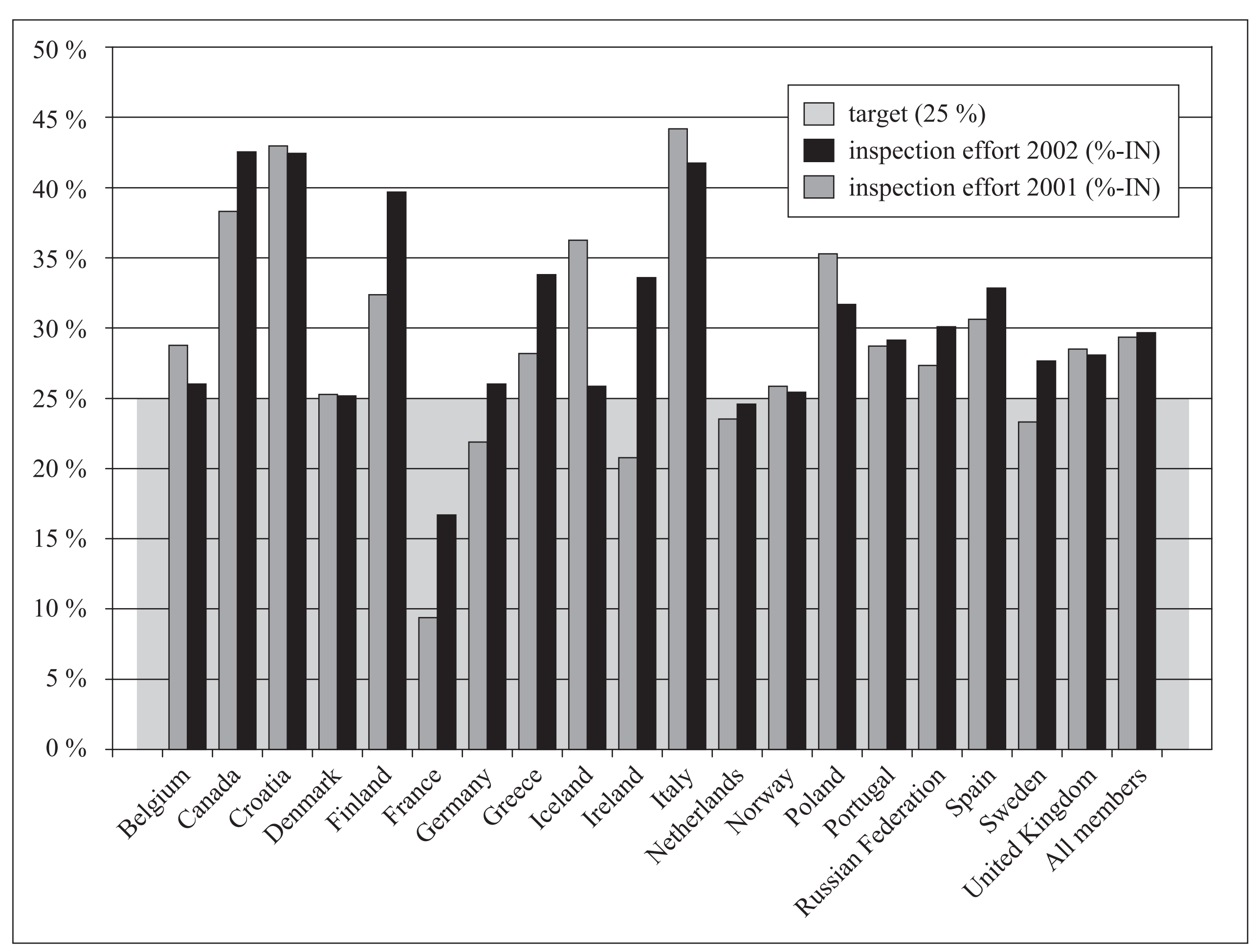
Das Gemeinschaftsrecht geht über diese völkerrechtlichen Vorgaben insofern hinaus, als die EU-Richtlinie über Hafenstaatenkontrollen vorschreibt, mindestens 25 % der im Durchschnitt in die jeweiligen Häfen der Mitgliedstaaten einlaufenden Schiffe zu kontrollieren. In Anlehnung an die Pariser Vereinbarung sollen vorrangig potenziell

unternormige Schiffe überprüft werden. Tatsächlich werden in einigen Häfen jedoch anscheinend ganz bewusst nur neuere Schiffe kontrolliert, um zwar die 25%-Quote zu erfüllen, die Überprüfungstätigkeit aber zu erleichtern (KÖNIG, 2003, S. 95). Zum Teil wurde und wird die Kontrollquote von mindestens 25 % überhaupt erheblich unterschritten. Gegen Frankreich und Irland sind deswegen seit 2002 entsprechende Vertragsverletzungsverfahren vor dem Europäischen Gerichtshof anhängig. Auch in deutschen Häfen ist die Quote von 25 % zwar 2002, nicht aber 2001 erreicht worden (Abbildung 3-1).

365. Als Folge des „Erika-I-Packets" sind die Regelungen der Richtlinie über Hafenstaatkontrollen mit Wirkung ab 22. Juli 2003 verschärft worden. Unmittelbar nach Ablauf dieser Umsetzungsfrist hat die EU-Kommission gegen sämtliche Mitgliedstaaten mit Ausnahme von Dänemark, Deutschland, Frankreich, Großbritannien und Spanien Vertragsverletzungsverfahren wegen Nichterfüllung der Umsetzungsverpflichtungen angestrengt (EU-Kommission, Pressemitteilung IP/03/1116). Die Neuregelung sieht weiterhin eine Quote eingehender Überprüfungen von Schiffen in Gemeinschaftshäfen von mindestens 25 % vor. Den Inspektoren wird jedoch nunmehr konkret vorgeschrieben, welche Schiffe sie vorrangig und mit welcher Reihenfolge überprüfen müssen. Neu ist auch eine erweiterte verdachtsunabhängige Überprüfung bei potenziellen Risikoschiffen, wenn seit der letzten gründlichen Überprüfung zwölf Monate vergangen sind. Auf der Grundlage eines neuen Artikel 7b sollen ferner alle sechs Monate Informationen über Substandard-Schiffe erstellt werden. Schiffen, die die Flagge eines Staates führen, der auf der „Schwarzen Liste" des Paris MOU steht, und denen in den vorangegangenen zwei Jahren mehr als zweimal der Zugang zu europäischen Häfen verweigert wurde, ist danach der Zugang zu allen Gemeinschaftshäfen zu verbieten. Entsprechendes gilt für Schiffe, die die Flagge eines Staates führen, der auf der „Schwarzen Liste" steht und zusätzlich als „sehr hohes Risiko" oder „hohes Risiko" eingestuft ist, und die in den vorangegangenen drei Jahren wiederholt in einem Hafen festgehalten worden sind.

Abbildung 3-1

Hafenstaatkontrollen in den Mitgliedstaaten des Paris Memorandum of Understanding on Port State Control in den Jahren 2001 und 2002



Quelle: Paris MOU, 2002, S. 22

Diese zwingende Hafenzugangsverweigerung bedeutet eine wesentliche Verschärfung gegenüber der ursprünglichen Fassung der Richtlinie über Hafenstaatkontrollen von 1995, wonach der Zugang lediglich verboten werden „sollte“ (RINGBOM, 2001, S. 271). Sie findet im Übrigen eine Parallele in dem von den USA bereits 1990 als Reaktion auf die Havarie der „Exxon Valdez“ im Jahr 1989 erlassenen Oil Pollution Act. Zwischenzeitlich ist eine EU-Liste mit den Namen von 112 Schiffen veröffentlicht worden, die, würden sie nach dem 22. Juli 2003 noch einmal bei Inspektionen auffallen, künftig keinen Gemeinschaftshafen mehr anlaufen dürften (Liste siehe Anhang II). Mit dieser „Transparenz“-Maßnahme sollen Reeder und die Flaggenstaaten dazu bewegt werden, unverzüglich die strengeren Normen für die Schiffssicherheit zu erfüllen.

366. Der Umweltrat begrüßt diese Regelungen. Voraussetzung für deren Wirksamkeit ist es allerdings, dass tatsächlich eine ausreichende Zahl von Inspektoren bereitgestellt wird, um mindestens 25 % der Schiffe in den Häfen zu kontrollieren. Alle Mitgliedstaaten müssen für sämtliche ihrer Häfen und Ankerplätze unbedingt eine ausreichende Zahl von Besichtigungen garantieren, damit einzelne Häfen oder gar Mitgliedstaaten nicht zu „Gefälligkeitshäfen“ werden. Der Umweltrat gibt überdies zu bedenken, dass mit den 112 derzeit von der EU-Kommission genannten Schiffen nur ein Bruchteil der tatsächlich (potenziell) gefährlichen Schiffe erfasst wird. Denn weltweit gibt es beispielsweise über 3 400 Tankschiffe, die älter als 20 Jahre sind und nur eine Hülle haben (Tz. 369). Die Kommissions-Liste darf daher keinesfalls dazu führen, den dort nicht genannten Schiffen und den von ihnen ausgehenden möglichen Gefahren weniger Aufmerksamkeit zu widmen.

367. Ebenfalls als Konsequenz aus der Havarie der „Erika“ sind die Anforderungen der Richtlinie an die Klassifizierungsgesellschaften (94/57/EG) strenger gefasst worden. Eingeführt wurde etwa eine gemeinschaftsweite Anerkennung der – privaten – Klassifikationsgesellschaften, die die Schiffe im Auftrag der Reeder für die Zeugniserteilung der Flaggenstaaten überprüfen („Schiffs-TÜV“). Damit soll dem zunehmend kommerziellen Charakter der Klassifikationsgesellschaften und daraus resultierenden unterschiedlichen Qualitätsstandards der Gesellschaften entgegengewirkt werden. Denn bei den Schiffseignern ist ein Trend zum Ausweichen auf „bequeme“ Überprüfungsorganisationen zu beobachten (ERBGUTH et al., 2002, S. 241). Dies ist insofern von erheblicher Bedeutung, als im Rahmen der Hafenstaatenkontrollen die Möglichkeit, Lade- und Ballasträume zu besichtigen, beschränkt ist und der unter Wasser befindliche Schiffsteil praktisch nicht staatlich überprüft werden kann, sodass es insoweit wesentlich auf die Arbeit der Klassifikationsgesellschaften ankommt. Beispielsweise lagen etwa allein bei zwei im Januar 2003 in deutschen Häfen festgehaltenen Schiffen die Gründe für ein Auslaufverbot in der Verantwortung der beteiligten Klassifikationsgesellschaften (BMVBW, Pressemitteilung 055/03).

368. Sowohl die Verschärfung der Richtlinie über Hafenstaatkontrollen als auch die Änderung der Richtlinie betreffend die Klassifikationsgesellschaften sind in Deutschland mit der 4. Schiffssicherheitsanpassungs-Verordnung in nationales Recht übernommen worden.

3.4.3.2 Phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen

369. Der Anteil der Doppelhüllen-Tankschiffe an der weltweiten Tankerflotte ergibt sich aus Tabelle 3-10. Abbildung 3-2 stellt die Anzahl der Ein-Hüllen-Tankschiffe mit einem Alter ab 20 Jahren dar.

Tabelle 3-10

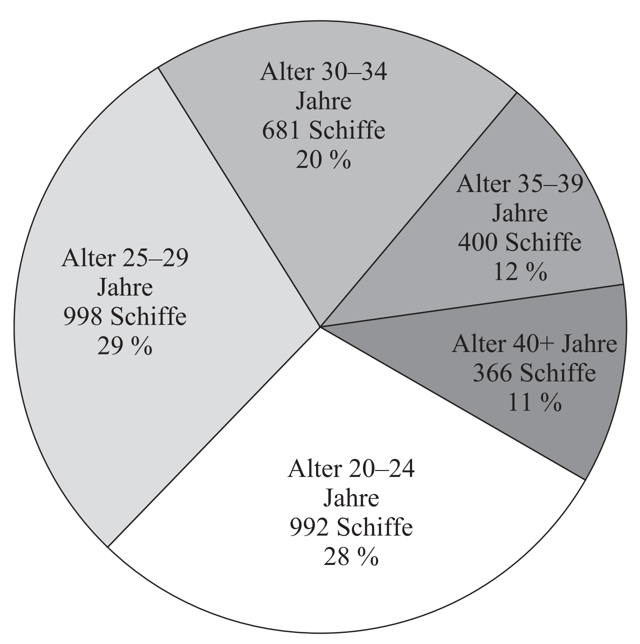
Tankerflotte am 1. Januar 2000 – Anteil der Doppelhüllen-Tankschiffe

Größe (t-Tragfähigkeit)	Zahl der Tankschiffe	Doppelhüllen	
		absolut	in Prozent
< 5 000	2 249	32	*1,4*
5 000–20 000	1 155	296	*25,6*
20 000–80 000	1 538	424,	*27,5*
80 000–200 000	975	417	*42,8*
> 200 000	493	164	*33,3*
Insgesamt	**6 410**	**1 333**	***20,8***

Quelle: Intertanko, 2002, verändert

Abbildung 3-2

Anzahl und Anteile der Ein-Hüllen-Tankschiffe ab einem Alter von 20 Jahren



Quelle: Greenpeace, schriftliche Mitteilung, 2003

370. Anhand der Regelungen zur Ausmusterung von Ein-Hüllen-Tankschiffen wird die zunehmende Beeinflussung internationaler Standards durch regionale Vorgaben besonders evident. Insbesondere die EU agiert hier verstärkt als Motor für die Entwicklung strengerer weltweiter Schiffssicherheitsbestimmungen: International sind nämlich im Rahmen der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation IMO erst 1992 als Reaktion auf Vorgaben im Oil Pollution Act der USA von 1990 überhaupt Regelungen über die schrittweise Abschaffung von Ein-Hüllen-Tankschiffen getroffen worden. Gemäß Anlage 1 des MARPOL-Übereinkommens sollten diese Schiffe zunächst bis 2026 ausgemustert werden. Angestoßen durch einen Vorschlag der EU-Kommission im „Erika-I-Packet“ verschärfte die IMO dann 2001 die Bestimmungen. Die im MARPOL-Übereinkommen nach Alter, Tragfähigkeit und dem Vorhandensein schutzbietend angeordneter Tanks für getrennten Ballast in drei Kategorien eingeteilten Ein-Hüllen-Tankschiffe sollen danach gestaffelt bis spätestens 2015 – und nicht mehr erst bis 2026 – ausgemustert werden. Ausnahmsweise lässt der IMO-Beschluss unter besonderen Voraussetzungen einen Einsatz bis 2017 zu. Beispielsweise haben aber die Vertragsparteien des Helsinki-Übereinkommens erklärt, dass sie die durch den IMO-Beschluss eröffnete zeitliche Ausnahmemöglichkeit für die unter ihrer Flagge fahrenden Schiffe nicht in Anspruch nehmen werden. Auch wollen sie Schiffen, die die Flagge eines Nichtvertragsstaates des Helsinki-Übereinkommens führen, der von der Lockerungsregelung bis 2017 Gebrauch macht, ab 2015 die Erlaubnis zum Anlaufen ihrer Häfen oder vorgelagerten Ankerplätze verweigern (HELCOM, 2001c). Die Vertragsstaaten haben sich am 4. Dezember 2003 auf die Ausmusterung von Schiffen der Kategorie I bis spätestens Ende 2005 geeinigt. Für Ein-Hüllen-Öltanker der Kategorie II und III wurde die Ausmusterung gestaffelt nach Ablieferungsjahr bis 2010 festgelegt. Ausgenommen hiervon können Ein-Hüllen-Öltanker mit partieller Doppelhülle bis 2015 betrieben werden. Ferner können auch Ein-Hüllen-Öltanker ohne partielle Doppelhülle bis 2015 weiter betrieben werden, wenn die nationale Verwaltung unter Zugrundelegung des Ergebnisses des international vereinbarten Zustandsbewertungsschemas dies erlaubt und wenn sie nicht vorher ein Alter von 25 Jahren erreichen.

371. Auf Gemeinschaftsebene ist im Februar 2002 die – unmittelbar in den Mitgliedstaaten geltende – Verordnung (EG) Nr. 417/2002 zur beschleunigten Einführung von Doppelhüllen oder gleichwertigen Konstruktionsanforderungen für Ein-Hüllen-Tankschiffe verabschiedet und in Folge der Havarie der „Prestige“ im Oktober 2003 weiter verschärft worden. Die Verordnung gilt weiterhin für alle Öltankschiffe ab 5 000 Mg Tragfähigkeit, die einen Hafen oder Vorhafen unter der Gerichtsbarkeit eines Mitgliedstaates anlaufen, unabhängig davon, welche Flagge sie führen, oder die die Flagge eines Mitgliedstaates führen. Während ursprünglich Ein-Hüllen-Tankschiffe der Kategorie 1 ab 2007 und der Kategorien 2 und 3 ab 2015 ausgemustert sein sollten, ist nun eine Außerdienststellungsregelung von Ein-Hüllen-Tankschiffen für Schiffe der Kategorie 1 gestaffelt nach ihrem Ablieferungsjahr bis spätstens 2010 vorgesehen. Ausgenommen hiervon können Ein-Hüllen-Öltankschiffe der Kategorien II und III mit partieller Doppelhülle bis 2015 betrieben werden, wenn sie nicht vorher ein Alter von 25 Jahren erreichen. Nach den genannten Daten ist auch den jeweiligen Schiffen unter der Flagge von Drittstaaten das Anlaufen von Häfen der Gemeinschaft verboten. Im Vergleich zu dem internationalen Beschluss ist das Gemeinschaftsrecht in Bezug auf Kategorie-II- und Kategorie-III-Schiffe geringfügig strenger. Nach Auffassung des Umweltrates wäre gleichwohl ein europäisches Hafenanlaufverbot für Tankschiffe dieser Kategorie mit nur einer Hülle nach 2010 mit völkerrechtlichen Vorgaben vereinbar. Zunächst liegt es gemäß Artikel 211 Abs. 3, Artikel 25 Abs. 2 SRÜ in der Souveränität jedes Staates, selbst über die Bedingungen zu entscheiden, unter denen ein Schiff einen seiner Häfen anlaufen darf. Und das Übereinkommen und Statut über die internationale Rechtsordnung der Seehäfen begründet lediglich einen Anspruch auf Gleichbehandlung. MARPOL-Vorschriften über Kontrollbefugnisse der Küsten- und Hafenstaaten könnten zwar dahin gehend ausgelegt werden, die internationalen Standards als maßgeblich akzeptieren zu müssen mit der Folge der Rechtswidrigkeit einer weitergehenden europäischen Zugangsverweigerung. Ist jedoch andererseits festzustellen, dass international nur suboptimale Regelungen existieren, so sollte diejenige Auslegung des Völkerrechts gewählt werden, die zu einer Optimierung führt. Grundlage einer solchen Optimierung können gerade regional strengere Standards sein. Das Völkerrecht ist nicht statisch, sondern dynamisch auf

Weiterentwicklung angelegt. Dies zeigt sich eindrücklich in der Wechselwirkung des international forcierten phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen mit Vorgaben des Gemeinschaftsrechts. Im Übrigen werden bereits seit längerem einschlägige US-amerikanische Regelungen von der Staatengemeinschaft akzeptiert, die als späteste Ausmusterungszeitpunkte 2010 und 2015 vorsehen (EHLERS, 2003). Auch sind die EU-Bestrebungen auf der gemeinsamen Ministerkonferenz der Meeresschutzübereinkommen für den Nordostatlantik und die Ostsee im Juni 2003 durch die Umweltminister aus 21 Ländern – also auch durch eine Reihe von Nicht-EU-Mitgliedstaaten – ausdrücklich begrüßt worden.

372. Die geänderte Verordnung Nr. 417/2000 enthält neben den Regelungen zum phasing-out zudem eine Bestimmung, dass Schweröle überhaupt nur noch in Doppelhüllen-Tankschiffen transportiert werden dürfen. Das Transportverbot für Schweröle gilt für Öltankschiffe bereits ab einer Tragfähigkeit ab 600 Mg.

3.4.3.3 Qualifikation der Schiffsbesatzungen

373. Die technischen Möglichkeiten, Schiffe sicherer zu machen, dürfen nicht über die Bedeutung des Faktors „Mensch“ in diesem Bereich hinweg täuschen. Denn einerseits spielt bei etwa 80 % der Schiffsunfälle menschliches Versagen eine Rolle (IMO, 2003b). Andererseits wird eine gut ausgebildete Besatzung am ehesten die Gewähr dafür bieten, technische Schwierigkeiten rechtzeitig erkennen und erforderliche Maßnahmen veranlassen zu können, um einen Schiffsunfall zu verhindern. 1995 wurde durch die Internationale Seeschifffahrtsorganisation IMO das Übereinkommen über Normen für die Ausbildung, die Erteilung von Befähigungszeugnissen und den Wachdienst von Seeleuten (International Convention on Standards of Trading, Certification and Watchkeeping – STCW) von 1978 verschärft. Seit 2002 müssen alle Seeleute auf der Grundlage dieses Übereinkommens ausgebildet werden und entsprechende Befähigungsnachweise mit sich führen. Für die „alten“, das heißt vor 2002 ausgebildeten Besatzungen bleibt es allerdings bei den weniger strengen Standards von 1978. Die Anforderungen aus dem STCW-Übereinkommen von 1995 sind in der EU durch die Richtlinie über Mindestanforderungen für die Ausbildung von Seeleuten (2001/25/EG) verbindlich geworden.

374. Die IMO veröffentlicht eine „weiße Liste“ mit denjenigen Staaten, die die STCW-Ausbildungsvoraussetzungen erfüllen. Grundlage dieser weißen Liste ist jedoch lediglich die Übermittlung von Informationen durch die Staaten, aus denen sich die vollständige Erfüllung der STCW-Anforderungen ergeben soll. Mit anderen Worten, eine direkte Kontrolle in den einzelnen Ländern und Ausbildungsstätten durch die IMO findet nicht statt.

Dem Umweltrat ist bewusst, dass eine solche weltweite Kontrolle praktisch kaum durchführbar ist. In Anbetracht der äußerst umfangreichen weißen Liste – gegenwärtig sind dort 109 der 162 Vertragsstaaten der IMO aufgeführt, darunter zum Beispiel die Philippinen (IMO, 2003c) – hält der Umweltrat neben der bloßen Übermittlung von Informationen gleichwohl zusätzliche Überwachungsmechanismen für erforderlich. Insbesondere diejenigen (europäischen) Gesellschaften, die ihre Schiffe ausgeflaggt haben und sie unter „Billigflaggen“ fahren lassen, müssen dringend ihrer Verantwortung gerecht werden und in jedem Einzelfall durch eingehende Prüfungen etwa von Zertifikaten gewährleisten, dass sämtliche Seeleute auf ihren Schiffen tatsächlich mindestens die internationalen und europäischen Qualifikationsanforderungen erfüllen.

3.4.3.4 Sichere Navigation

375. Im Rahmen der IMO wurde 2002 international eine Ausrüstungspflicht für Schiffe mit Schiffsdatenschreibern („black boxes“) und automatischen Schiffsidentifizierungssystemen (Automatic Identification System – AIS) eingeführt. Infolge einer Änderung der Anlage V des SOLAS-Übereinkommens (Tz. 360) sind seit 2002 alle neuen Schiffe und sukzessive bis Ende 2004 alle anderen Schiffe mit mehr als 300 BRZ mit AIS auszustatten. Für Tankschiffe besteht eine generelle Ausrüstungspflicht bereits seit Juli 2003. AIS ermöglicht den automatischen Informationsaustausch zwischen Schiffen untereinander sowie zwischen Schiffen und Landstationen. Gegenüber den bisherigen Überwachungssystemen auf Radarbasis hat AIS den Vorteil, dass jedes Schiff mit seinen Identifikationsmerkmalen erkannt wird (EHLERS, 2002b, S. 93).

Auf Gemeinschaftsebene werden als Folge des „Erika-II-Packets“ mit der Schiffsmelderichtlinie (2002/59/EG) die IMO-Regelungen zu AIS-Transpondern und Schiffsdatenschreibern gemeinschaftsweit verbindlich. Die Richtlinie geht insofern über die internationalen Vorgaben hinaus, als sie etwa die „black boxes“ für eine größere Anzahl von Schiffen beziehungsweise Schiffstypen zum Standard erhebt (RINGBOM, 2001, S. 280). Ergänzend sind ferner erweiterte Meldepflichten für Schiffe unter Nutzung von Schiffsmeldesystemen und ein umfassenderer (elektronischer) Schiffsdatenaustausch zwischen den Mitgliedstaaten vorgesehen. Schiffen, die den Verpflichtungen aus der Schiffsmelderichtlinie nicht nachkommen, also beispielsweise innerhalb des für sie geltenden Zeitraumes nicht über einen Schiffsdatenschreiber verfügen, ist der Zugang zu allen Gemeinschaftshäfen zu verweigern. Für den Ostseebereich haben die Vertragsparteien des Helsinki-Übereinkommens vereinbart, bis Juli 2005 Verkehrsüberwachungssysteme mithilfe von AIS aufzubauen. In Deutschland ist beabsichtigt, die maritime Verkehrssicherung auf das gesamte deutsche Hoheitsgebiet und die AWZ auszudehnen und mittels AIS durchzuführen. Dänemark und Deutschland haben sich zudem über ein Überwachungssystem für die Kadetrinne auf AIS-Basis geeinigt (EHLERS, 2002b, S. 93).

376. Eine generelle Lotsenannahmepflicht besteht bisher nicht. Eine solche kann, ebenso wie die Einrichtung von Tiefwasserwegen und Verkehrstrennungsgebieten außerhalb der Hoheitsgewässer, nur aufgrund einer internationalen Regelung im Rahmen der IMO durchgesetzt werden. Auch eine Festlegung von Lotsenannahmepflichten

durch die IMO nur für bestimmte Seegebiete ist – wohl auch wegen einer möglichen Präzedenzwirkung für andere Seegebiete – nicht erfolgt. Zwei IMO-Resolutionen aus den 1980er-Jahren enthalten allerdings Empfehlungen für die Ostseezugänge. Zwar folgen etwa 96 % der Schiffe diesen beiden IMO-Resolutionen, gerade die verbleibenden 4 % stellen jedoch häufig ein Sicherheitsproblem dar (EHLERS, 2002b, 2003). Die Bundesregierung sollte sich vor diesem Hintergrund weiter nachdrücklich für eine Lotsenannahmepflicht jedenfalls für den navigatorisch schwierigen Bereich im Ostseezugang und in der Kadetrinne einsetzen, wie dies bereits im Acht-Punkte-Programm des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen vorgesehen ist (BMVBW, 2003). Durch eine Lotsenannahmepflicht würden zwar einem Küstenstaat auch außerhalb seines Staatsgebietes Befugnisse zugesprochen. In Anbetracht der katastrophalen Folgen von Schiffsunfällen ist es nach Auffassung des Umweltrates hingegen dringend geboten, so früh und so weit wie möglich Maßnahmen zu ergreifen, um die Küstenbereiche zu schützen (EHLERS, 2003). Ein solcher Schutz setzt notwendig bereits im Küstenvorfeld an, in das „Recht auf friedliche Durchfahrt“ würde aufgrund des – auch bereits von kleineren Schiffen ausgehenden – erheblichen Schadenspotenzials nicht unverhältnismäßig eingegriffen.

377. Auf der Grundlage von IMO-Richtlinien können besonders empfindliche Seegebiete (Particularly Sensitive Sea Areas – PSSA) ausgewiesen werden. Im Oktober 2002 wurde das Wattenmeer in der Nordsee als PSSA anerkannt. Das Wattenmeer ist jetzt eines von weltweit bislang fünf PSSA. Die Ausweisung als PSSA soll dazu beitragen, Unfälle, vorsätzliche Verschmutzungen und Beeinträchtigungen von Lebensräumen zu verhindern. Ein PSSA wird in Seekarten eingetragen, die Schiffsbesatzungen sollen dadurch zu besonderer Vorsicht angehalten werden. Die Ausweisung als solche zieht jedoch noch keine unmittelbaren Rechtsfolgen für den Seeverkehr nach sich. Vielmehr müssen solche zusätzlichen Sicherheitsmaßnahmen erst von den betreffenden Staaten bei der IMO beantragt und begründet werden (EHLERS, 2002b, 2003; LAGONI, 2002). In Betracht käme neben Sperr- und Verkehrstrennungsgebieten auch eine Lotsenannahmepflicht als zusätzliche Schutzmaßnahme in einem PSSA. Die Verkehrsminister von Dänemark, Deutschland und der Niederlande haben jedoch bereits bei Anmeldung des Wattenmeers bei der IMO erklärt, dass keine neuen Schutzmaßnahmen gegenüber den Gefahren der Schifffahrt ausgewiesen würden, weil es bereits ausreichende Schutzmaßnahmen gebe (ERBGUTH et al., 2002, S. 232). Damit wird von vornherein ausgeschlossen, die mit der PSSA-Ausweisung verbundenen Möglichkeiten auszuschöpfen. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung dringend, ihre hier vertretene Position zu revidieren und zumindest überhaupt in ein Prüfverfahren einzutreten.

Ein gemeinsamer Antrag aller Vertragsparteien des Helsinki-Übereinkommens, die Ostsee bei der IMO ebenfalls als PSSA anzumelden, ist am Widerstand Russlands gescheitert. Die anderen HELCOM-Vertragsstaaten haben zwischenzeitlich beim Meeresumweltausschuss der IMO (MEPC) einen Antrag zur Ausweisung der Ostsee mit Ausnahme der russischen Gewässer als PSSA eingebracht. Die antragstellenden Staaten haben sich vorbehalten, mögliche mit der Ausweisung zu verbindende Maßnahmen innerhalb der vorgegebenen Zweijahresfrist bei der IMO zu beantragen.

3.4.4 Maßnahmen zur Verhinderung der schleichenden Verschmutzung von Nord- und Ostsee durch den Seeverkehr

3.4.4.1 Verhütung der Einleitung von Betriebs- und Ladungsrückständen sowie des Einbringens von Schiffsabfällen

378. Auch für die schleichende oder chronische, das heißt nicht unfallbedingte, Verschmutzung durch Schiffsverkehr ist internationales Recht von wesentlicher Bedeutung. Konkret regelt die Anlage 1 des MARPOL-Übereinkommens die Verhinderung der Verschmutzung der Meeresumwelt durch Öl und ölhaltige Gemische. Der Ostseeraum und die nordeuropäischen Gewässer mit der Nordsee sind als Sondergebiete im Sinne der Anlage 1 (Öl) eingestuft und ausgewiesen. Dort ist jedes Einleiten von Öl oder einem ölhaltigen Gemisch aus jedem Öltankschiff und aus jedem anderen Schiff mit einem Bruttoraumgehalt von 400 oder mehr Registertonnen (RT) verboten. Schiffe mit einem Bruttoraumgehalt von weniger als 400 RT, die keine Tankschiffe sind, dürfen nur dann Öl in Nord- und Ostsee einleiten, wenn der Ölgehalt des Ausflusses ohne Verdünnung nicht mehr als 15 ppm beträgt (LAGONI, 1998). Anlage 2 des MARPOL-Übereinkommens betrifft die Überwachung der Meeresverschmutzung durch die als Massengut beförderten schädlichen flüssigen Stoffe. Je nach ihrem Schädlichkeitsgrad werden die Stoffe in vier Gruppen (A-D) eingeteilt, wobei die Einteilung abhängig ist von der jeweiligen Gefahr, die von einem Stoff für die Schätze des Meeres, die menschliche Gesundheit oder sonstige rechtmäßige Meeresnutzungen ausgeht. Die Ostsee ist auch Sondergebiet nach der Anlage 2 und unterliegt damit in Bezug auf schädliche flüssige Stoffe strengeren Regelungen als die Nordsee. Die Anlage 3 des MARPOL-Übereinkommens regelt die Verhütung der Verschmutzung durch Schadstoffe, die auf See in verpackter Form oder beispielsweise in Containern befördert werden. Vorgaben betreffend die Verhütung der Verschmutzung durch Schiffsabwasser finden sich in Anlage 4. Schließlich regelt Anlage 5 die Verhütung der Verschmutzung durch Schiffsmüll. Nord- und Ostsee sind als Sondergebiete im Sinne der Anlage 5 anerkannt, dort ist die Beseitigung aller Kunststoffgegenstände und allen sonstigen Mülls verboten.

Das MARPOL-Übereinkommen verpflichtet die Vertragsparteien ferner, in ihren Häfen für entsprechende Auffanganlagen zur Entsorgung von Betriebs- und Ladungsrückständen und von Schiffsmüll zu sorgen.

379. Trotz der umfangreichen und detaillierten Regelungen ist die tatsächliche Situation höchst unbefriedigend. Hinsichtlich der Verstöße gegen die MARPOL-Anlagen 1, 2, 3 und 5 war im Zeitraum 1999 bis 2001 ein Zuwachs von 18 % zu verzeichnen (Paris MOU, 2002, S. 14). Im Jahr 2002 hat es allerdings einen leichten Rückgang um 6 % gegeben (Paris MOU, 2003). Betriebliche Öleinleitungen durch Schiffe samt Tankreinigung und Altölentsorgung sind in Nord- und Ostsee noch vielfach herrschende Praxis (auch LIERSCH, 1998). Für die Ostsee wurden zum Beispiel 2001 mittels Luftüberwachung 389, für die Nordsee 596 Ölflecken festgestellt (Tz. 83; Bonn Agreement, 2001).

380. Erst im März 2003 hat die EU-Kommission einen Richtlinienvorschlag zur verbindlichen Umsetzung der MARPOL-Anlagen 1 und 2 unterbreitet (EU-Kommission, 2003h). Allerdings sind die Mitgliedstaaten seit Ende 2002 bereits nach der Richtlinie über Hafenauffangeinrichtungen (2000/59/EG) verpflichtet, in ihren Häfen Auffangeinrichtungen für Schiffsabfälle und Ladungsrückstände bereit zu stellen. Schiffe, die Gemeinschaftshäfen anlaufen, müssen die Einrichtungen in Anspruch nehmen. Diese Vorgaben einschließlich der dazugehörigen Gebührengestaltung und der Hafenabfall-Bewirtschaftungspläne werden in Deutschland seit Januar 2003 zum Beispiel im Rahmen der Hamburgischen und Bremischen Gesetze über Hafenauffangeinrichtungen für Schiffsabfälle und Ladungsrückstände umgesetzt.

Es bleibt abzuwarten, inwieweit die nunmehr in Gemeinschaftshäfen zwingend bereit zu haltenden und zu benutzenden Auffangeinrichtungen zu einer Verringerung von Verstößen gegen die MARPOL-Regeln beitragen werden. Zweifel bestehen insofern, als zwischenzeitlich gegen acht Mitgliedstaaten (Belgien, Finnland, Frankreich, Großbritannien, Italien, Niederlande, Österreich, Portugal) Vertragsverletzungsverfahren wegen unzureichender Umsetzung eingeleitet worden sind. Ohne ausreichende Auffangeinrichtungen wird sich die Situation in Nord- und Ostsee kaum wesentlich ändern. Erhebliche praktische Probleme bereiten nämlich die Überwachung auf den Meeren und die Zuordnung einer Ableitung zu einem bestimmten Schiff. Nur ein kleiner Teil der Schiffe, die rechtswidrige Einleitungen ins Meer vornehmen, wird ermittelt, und die Zahl derjenigen, die letztlich strafrechtlich verfolgt werden, ist äußerst gering (EU-Kommission, 2003h, S. 2). Die Entsorgung in allen Häfen muss in zeitlicher und finanzieller Hinsicht tatsächlich so ausgestaltet werden, dass es keinen Anreiz mehr dafür gibt, die Verfolgung eines Verstoßes in Kauf zu nehmen. Damit einhergehen muss eine erheblich strengere Ahndung illegaler Einleitungen. Diejenigen Verstöße, die zugeordnet werden können, müssen derart verfolgt werden, dass sie abschreckende Wirkung entfalten. Flankierend ist zudem die Richtlinie über Hafenstaatkontrollen von Bedeutung. Sie soll die Verklappung von Abfällen auf See verhindern, indem bei jeder Inspektion neben anderen Unterlagen Öl- und sonstige Tagebücher zu überprüfen und bei Widersprüchlichkeiten oder Zweifeln weitere Inspektionen oder das Festhalten des Schiffes zu veranlassen sind. Die Hafenstaatkontrollen sind also entsprechend auszurichten.

3.4.4.2 Atmosphärische Emissionen des Seeverkehrs

381. Weitgehend ungeregelt sind bislang die atmosphärischen Emissionen des Seeverkehrs, obwohl große Mengen an SO_2 und NO_x sowie Treibhausgase und die Ozonschicht schädigende Substanzen freigesetzt werden (Tz. 107 ff.). Das regelmäßig als Schiffskraftstoff eingesetzte Bunkeröl dürfte an Land in Deutschland nicht einmal als Straßenbelag verwendet werden (BRENK, 2003a, 2003b). Während insbesondere mit der NEC-Richtlinie eine wesentliche Minderung etwa der landseitigen SO_2- und NO_x-Emissionen angestrebt ist, wird in Bezug auf den Seeverkehr eine genau entgegengesetzte Entwicklung erwartet. Konträr zu der Entwicklung an Land wird es auf See zu einem erheblichen Anstieg unter anderem der SO_2- und NO_x-Emissionen kommen (Tz. 108).

382. Eine 1997 verabschiedete Anlage 6 zum MARPOL-Übereinkommen legt für den Schwefelgehalt von Schweröl für den Seeverkehr einen allgemeinen Grenzwert von 4,5 % fest. Verschärfend soll die Ostsee als Überwachungsgebiet für SO_x-Emissionen ausgewiesen werden, sodass der dort von Schiffen verwendete Kraftstoff nur weniger als 1,5 % Schwefel enthalten darf beziehungsweise entsprechende Drosselungstechnologien eingesetzt werden müssen.

In Bezug auf NO_x-Emissionen schreibt die Anlage 6 Grenzwerte für Dieselmotoren mit einer Antriebsleistung von mehr als 130 kW in Abhängigkeit von der Nenndrehzahl des Motors vor. Die NO_x-Werte werden jedoch von vornherein als nicht streng genug angesehen (EU-Kommission, 2002l, S. 13). Sie schöpfen das technisch Mögliche bei Weitem nicht aus. Der Umweltrat weist zudem darauf hin, dass das Bundesverwaltungsgericht schon 1984 für eine landseitige Ölfeuerungsanlage die Auflage, nur Öl mit einem Schwefelgehalt von höchstens 1 % zu verbrennen, aus Vorsorgegründen als rechtmäßig angesehen hatte. Das Gericht begründete seine Entscheidung zutreffend damit, dass Vorsorge auch und gerade den mit einer weiträumigen Verteilung von Emissionen verbundenen Folgen entgegenwirken muss, wenn diese zu einem allgemeinen Anstieg der Luftverunreinigung in weiter von den Emissionsquellen entfernten Räumen führen können (BVerwGE 69, 37, 42 f.).

383. Diese Lücke in Bezug auf atmosphärische Seeverkehrsemissionen ist bislang auf Gemeinschaftsebene nicht geschlossen worden. Eine Regelung für atmosphärische NO_x-Einträge aus dem Seeverkehr scheint auch momentan überhaupt nicht beabsichtigt zu sein. Die NEC-Richtlinie nimmt den internationalen Seeverkehr von ihrem Anwendungsbereich ausdrücklich aus. Nach der Richtlinie über die Verringerung des Schwefelgehalts bestimmter flüssiger Kraft- oder Brennstoffe (1999/32/EG) darf zwar in den Hoheitsgebieten der Mitgliedstaaten Gasöl für den Seeverkehr seit Juli 2000 einen Schwefelgehalt

von 0,2 % und ab 2008 einen Wert von 0,1 % nicht überschreiten. Defizitär ist diese Richtlinie aber insofern, als sie keine Vorgaben für den Schwefelgehalt des praktisch gerade bedeutsamen Bunkeröls enthält. Die EU-Kommission hat daher auch im November 2002 einen Vorschlag zur Änderung der Richtlinie 1999/32/EG unterbreitet, mit dem ein sich an der Anlage 6 des MARPOL-Übereinkommens orientierender Schwefelgrenzwert von 1,5 % für im Ärmelkanal und in Nord- und Ostsee verwendete Schiffskraftstoffe eingeführt werden soll. Dieser Wert soll zwölf Monate nach Inkrafttreten der Anlage 6 des MARPOL-Übereinkommens oder zwölf Monate nach Inkrafttreten der Richtlinie wirksam werden. Zusätzlich müssen die Mitgliedstaaten sicherstellen, dass in ihrem Hoheitsgebiet kein Schiffsdiesel mit einem Schwefelgehalt von mehr als 1,5 % verkauft wird.

3.4.5 Haftung, Entschädigung, Sanktionen

384. Haftung und Entschädigung im Falle von unfallbedingten oder „betrieblichen“ Ölverschmutzungen durch Öltankschiffe erfolgen nach den Bestimmungen des Internationalen Übereinkommens über die zivilrechtliche Haftung bei Ölverschmutzungsschäden („Ölhaftungsübereinkommen“ in der Fassung von 1992) sowie des Internationalen Übereinkommens über die Einrichtung eines Internationalen Fonds zur Entschädigung für Ölverschmutzungsschäden („Fondsübereinkommen“ in der Fassung von 1992). Beide Übereinkommen waren ursprünglich die Reaktion auf die Schiffskatastrophe der „Torrey Canyon“ im Jahr 1967. Das Haftungssystem der Übereinkommen sieht eine Haftung des registrierten Schiffseigentümers und einen Fonds vor, der aus Beiträgen der Mineralölwirtschaft finanziert wird und aus dem zusätzliche Entschädigungen an diejenigen Opfer von Ölverschmutzungsschäden gezahlt werden, die vom Schiffseigentümer keine vollständige Entschädigung erhalten können. Zwar haftet der Schiffseigner unabhängig davon, ob er den Schaden schuldhaft verursacht hat, für Schäden, die durch das Ausfließen oder Ablassen von Öl aus einem Schiff im Hoheitsgebiet, innerhalb des Küstenmeeres oder innerhalb der AWZ eines Vertragsstaates verursacht werden. Gleichwohl ist dieses internationale Haftungssystem dadurch gekennzeichnet, dass die Entschädigung der Opfer im Vordergrund steht und die persönliche Haftung des tatsächlichen Verursachers dahinter zurücktritt. Denn der Schiffseigentümer kann seine Haftung begrenzen, was in der Praxis anscheinend in allen Fällen auch geschieht (EU-Kommission, 2003h, S. 6; RINGBOM, 2001, S. 275). Außerdem sind Schadensersatzansprüche für Verschmutzungsschäden gegen den Befrachter, Ausrüster und Betreiber des Schiffes ausgeschlossen. Insgesamt geht von dem beschriebenen Haftungssystem wenig wirtschaftliche Anreizwirkung aus. Angestoßen durch eine Initiative der EU-Kommission aus dem „Erika-II-Packet“ hat die Internationale Seeschifffahrtsorganisation IMO im Mai 2003 die Einrichtung eines Zusatzfonds beschlossen. Auch der Zusatzfonds wird über Beiträge der Mineralölwirtschaft finanziert, die Entschädigungssumme soll mit dem Fonds von 200 Mio. Euro auf ca. 900 Mio. Euro angehoben werden. Bedenkt man, dass im Falle der „Prestige“ der Schaden gegenwärtig jedenfalls mit weit mehr als 1 Mrd. Euro beziffert wird – die spanische Regierung selbst nennt sogar eine Summe von 12,5 Mrd. Euro – so besteht weiterhin erheblicher Anpassungsbedarf.

385. Ölhaftungs- und Fondsübereinkommen gelten zudem nur für Ölverschmutzungen durch Tankschiffe. Die durch das auf anderen Schiffstypen als Kraftstoff eingesetzte Bunkeröl verursachten Verschmutzungen werden also nicht erfasst. Deshalb ist beispielsweise die Entsorgung der 600 Mg Öl, die aus der „Pallas“ ausgelaufen waren, nur teilweise von der beschränkten Reederhaftung übernommen worden (ERBGUTH et al., 2002, S. 223). Ein Übereinkommen von 2001 sieht zwar eine Gefährdungshaftung und Versicherungspflicht für Verschmutzungen durch Bunkeröl vor. Wann es in Kraft tritt, ist jedoch nicht absehbar. Die ebenfalls noch nicht in Kraft getretene Internationale Konvention über Haftung und Ersatz von Schäden im Zusammenhang mit der Beförderung von gefährlichen und schädlichen Substanzen auf See von 1996 (HNS-Konvention) soll den Aufbau eines Entschädigungs- und Haftungssystems im Falle einer Verschmutzung durch gefährliche und giftige Schadstoffe regeln.

386. Die EU-Kommission wollte mit ihrem Vorschlag für eine Richtlinie über die Meeresverschmutzung durch Schiffe und die Einführung von Sanktionen für Verschmutzungsdelikte (EU-Kommission, 2003h) zusätzlich zur zivilrechtlichen Haftung ein konsequenteres und gemeinschaftsweit einheitlicheres strafrechtliches Vorgehen erreichen. Der Ministerrat hat allerdings bereits signalisiert, dass er den die strafrechtlichen Sanktionen betreffenden Teil des Richtlinienvorschlags nicht mittragen wird. Es sollen insoweit zunächst allein die Mitgliedstaaten zuständig bleiben. Dies ist insofern zu bedauern, als die nationalen Rechtsordnungen durchaus einschlägige Straftatbestände vorsehen, so zum Beispiel der deutsche § 324 StGB den Tatbestand der Gewässerverunreinigung. Es fehlt jedoch mangels Überwachungskapazität an einer konsequenten Umsetzung in der Praxis. Es sollte daher dringend auf eine stärkere gemeinschaftsweite Zusammenarbeit hingewirkt werden. Gleichzeitig muss die ordnungs- und strafrechtliche Praxis in den Staaten die festgestellten Meeresverschmutzungen nachdrücklicher angehen. Bußgeldbescheide oder Geldstrafen in Höhe von häufig wenigen Tausend oder sogar nur wenigen Hundert Euro (BSH, 2003d) vermögen kaum abschreckende Wirkung für größere Reedereien zu entfalten.

3.4.6 Schutz vor Einschleppung gebietsfremder Arten

387. Die Einschleppung gebietsfremder Arten erfolgt in erster Linie durch den Transport von Organismen im

Ballastwasser der Schiffe (Tz. 110 ff.). Obwohl die Problematik seit langer Zeit bekannt ist, blieb dieser Bereich bislang weitgehend ungeregelt. Verbindliche internationale oder regionale Vorgaben existieren nicht. Ein Regelwerk des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) sieht allerdings verschiedene – unverbindliche – Vorgehensweisen wie unter anderem Quarantänemaßnahmen vor. Nach einer Richtlinie der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation IMO zum Umgang mit Ballastwasser soll Ballastwasser nur auf hoher See bei einer Wassertiefe von über 2 000 m gewechselt werden. Eine Überwachung gibt es nicht. In jedem Fall sind zusätzliche Maßnahmen erforderlich. Im Rahmen der IMO ist beabsichtigt, eine Konvention „Über Kontrolle und Management von Schiffsballastwasser und Sedimenten" zu verabschieden, mit der spezielle Aufbereitungssysteme mittelfristig zur Pflichtausstattung von Schiffen werden sollen. Vorgesehen sind Standards für den Ballastwasseraustausch, Kontrollpflichten des Personals (Ballastwasserlogbuch) und die Einführung neuer technischer Behandlungssysteme. Außerdem müssen die Staaten dafür Sorge tragen, dass in ihren Häfen entsprechende Entsorgungseinrichtungen zur Reinigung der organischen Sedimente aus dem Ballastwasser aufgebaut werden. Ferner soll eine weitere Richtlinie der IMO über den Einbau einer Ballastwasserbehandlung in Schiffsneubauten erarbeitet werden.

388. Der Umweltrat plädiert dafür, die Einschleppung gebietsfremder Arten nunmehr endlich entsprechend ihrer Bedeutung für die Biodiversität zu regeln. Die IMO-Ballastwasserkonvention kann dafür einen ersten Schritt darstellen, sie sollte zügig und ohne lange Übergangsfristen verabschiedet werden. Zwecks effektiverer Durchsetzungsmöglichkeiten regt der Umweltrat eine Übernahme dieser internationalen Vorgaben in verbindliches Gemeinschaftsrecht an. Parallel zur Schiffsmelderichtlinie oder zur Richtlinie über die Abschaffung von Ein-Hüllen-Tankschiffen könnte darin ab einen bestimmten Zeitpunkt Schiffen bei Fehlen von Ballastwasserbehandlungsanlagen das Anlaufen europäischer Häfen verweigert werden. Damit korrespondieren muss wiederum eine entsprechende Ausrichtung der Hafenstaatkontrollen.

3.4.7 Die Kompetenzverteilung in der Bundesrepublik Deutschland für den Bereich der Seeschifffahrt

3.4.7.1 Allgemeine Grundsätze

389. Die Kompetenzverteilung im Bereich der Schiffssicherheit und der betriebsbedingten Verschmutzung der Meeresumwelt in der Bundesrepublik Deutschland ist durch ein komplexes Regelungsgeflecht zwischen Bund und Ländern gekennzeichnet. Ausgangspunkt ist die Unterscheidung zwischen den inneren Gewässern und dem Küstenmeer einerseits und der AWZ andererseits: Aufgrund der im Bundeswasserstraßengesetz geregelten wegerechtlichen Kompetenzen obliegen dem Bund in den Häfen und im Küstenmeer Ausbau und Instandhaltung der Schifffahrtsstraßen. Ferner ist er dort verkehrsrechtlich nach dem Seeaufgabengesetz für die Überwachung des Schiffsverkehrs sowie für die Abwehr von Gefahren und die Verhütung schädlicher Umwelteinwirkungen durch den Schiffsverkehr zuständig. Zur Erfüllung dieser Pflichten wurde eine bundeseigene Verwaltung in Gestalt der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) errichtet. Die Linie, die das Küstenmeer von der AWZ trennt und die Grenze des deutschen Hoheitsgebietes bildet, wird vom Bundesgrenzschutz See bewacht. Die Überwachung der Einhaltung von Zoll- und Steuervorschriften ist Aufgabe der Zollverwaltung des Bundes. Die Küstenländer sind demgegenüber für die allgemeine Gefahrenabwehr und die Schadstoffbeseitigung zuständig. Dies führt zu der paradoxen Situation, dass, solange sich Schadstoffe an Bord eines Schiffes befinden, der Bund zuständig ist. Sind die Schadstoffe allerdings in das Wasser gelangt, so handelt es sich um die Abwehr einer allgemeinen polizeilichen Gefahr, die von den Ländern durchzuführen ist (KÖNIG, 2003, S. 92). Den Ländern obliegen des Weiteren die Fischereiaufsicht und die Verfolgung von Ordnungswidrigkeiten und Straftaten wie zum Beispiel Gewässerverunreinigungen durch Öl oder andere Schadstoffe. Die Überwachungs- und Vollzugsaufgaben der Länder werden von den Wasserschutzpolizeien wahrgenommen. Gleichzeitig bedient sich jedoch auch noch die WSV des Bundes zur Erfüllung ihrer schifffahrtspolizeilichen Aufgaben, wie etwa der Verkehrsüberwachung oder der Abwehr der von der Schifffahrt ausgehenden Gefahren im Küstenmeer, der Wasserschutzpolizeien der Küstenländer (KÖNIG, 2003, S. 92).

In der AWZ ist allein der Bund für Schiffssicherheit, Meeresumweltschutz, allgemeine Gefahrenabwehr, die Verfolgung von Ordnungswidrigkeiten und Straftaten und die Fischereiaufsicht zuständig. Beteiligt sind dabei jedoch vier Bundesministerien: Da die – dem Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen unterstehende – WSV nur über wenig eigene Schiffe verfügt, sind der Bundesgrenzschutz See (dem Bundesministerium des Inneren zugeordnet) und der Zoll (dem Bundesministerium für Finanzen zugeordnet) beauftragt worden, in der AWZ auch Aufgaben der Gefahrenabwehr und der Strafverfolgung wahrzunehmen. Das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) wird in der Fischereiaufsicht tätig. Eine koordinierte Zusammenarbeit soll durch den „Koordinierungsverbund Küstenwache" erreicht werden. Allerdings gibt es innerhalb dieses Verbundes keine Weisungsbefugnisse, jede Dienststelle bleibt für ihren eigenen Aufgabenbereich verantwortlich (JENISCH, 2000). Zusätzlich existiert eine Kooperationsvereinbarung zwischen dem Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen und dem Bundesministerium für Verteidigung für die Luftüberwachung zum Zweck der Bekämpfung von Ölverschmutzungen (JENISCH, 1999). Tabelle 3-11 fasst dieses Regelungsgefecht zusammen.

Tabelle 3-11

Kompetenzverteilung im Bereich der Häfen und des Küstenmeeres sowie der AWZ

	Häfen/Küstenmeer	AWZ
Schiffsverkehr (WaStrG/SeeAufgG)	Bund: WSV (BMVBW), bedient sich der Wasserschutzpolizeien der Länder	Bund: WSV
Grenzkontrolle	Bund: BGS (BMI)	Bund: WSV, bedient sich des BGS
Zollkontrolle	Bund: Zollverwaltung (BMF)	Bund: WSV, bedient sich der Zollverwaltung
Allg. Gefahrenabwehr und Schadstoffbeseitigung	Bundesländer	Bund: WSV, bedient sich des BGS und des Zolls
Fischereiaufsicht	Bundesländer	Bund (BMVEL)
Unfallmanagement	einheitliches Havariekommando mit Organleihe des Bundes bei den Ländern	
		SRU/SG 2004/Tabelle 3-11

3.4.7.2 Das einheitliche Havariekommando

390. In der Folge der Havarie der „Pallas“ im Jahr 1998 vor Amrum sind Mängel im Unfallmanagement insbesondere im Hinblick auf die Zusammenarbeit von Bund und Ländern offensichtlich geworden. Dies führte auf der Grundlage einer entsprechenden Vereinbarung zwischen dem Bund und den fünf Küstenländern zur Errichtung des einheitlichen Havariekommandos mit einem „maritimen Lagezentrum“. Das Havariekommando hat seinen Betrieb Anfang 2003 aufgenommen. Die Alltagsorganisation des Havariekommandos sieht unter anderem vor, Alarmpläne und Einsatzkonzepte für den Schadensfall zu erarbeiten. Beamte der Wasserschutzpolizeien der Länder und Beamte der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) des Bundes arbeiten zusammen, wobei der Leiter des Havariekommandos ein Bundesbeamter ist. Im Schadensfall obliegt ihm die Einsatzleitung. Erteilt er im Zuständigkeitsbereich der Küstenländer Landesbeamten der Wasserschutzpolizeien Weisungen, handelt er als Organ des jeweiligen Küstenlandes, der vom Bund hierfür quasi „ausgeliehen“ wird. Erteilt er in der AWZ den Landespolizeien Weisungen, handeln diese als dem Bund „ausgeliehenes“ Organ. Diese rechtliche Konstruktion der „Organleihe“ ist Konsequenz der soeben dargestellten uneinheitlichen Kompetenzverteilung im Bereich des Seeverkehrs.

3.4.8 Zusammenfassung und Empfehlungen zum Schutz vor Belastungen und Risiken durch die Seeschifffahrt

391. Der Umweltrat sieht dringenden Handlungsbedarf, um die vom Seeverkehr für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee ausgehenden Risiken so weit wie möglich zu minimieren. Dabei muss auch in diesem Bereich das Vorsorge- und Verursacherprinzip konsequent verwirklicht werden, die „Freiheit der Meere“ ist entsprechend zu relativieren. Von einem Recht auf friedliche Durchfahrt sollte nach Auffassung des Umweltrates nur dann ausgegangen werden, wenn die Durchfahrt in Übereinstimmung mit den einschlägigen internationalen, regionalen und gegebenenfalls nationalen Regeln erfolgt. Der Umweltrat ist sich bewusst, dass die Möglichkeiten der Bundesregierung in Anbetracht des internationalen Charakters der Seeschifffahrt begrenzt sind. Nationale Alleingänge sind auf wenige Maßnahmen in den nationalen Hoheitsgewässern beschränkt. Umso wichtiger ist es, dass die Bundesregierung die ihr zur Verfügung stehenden Einflussmöglichkeiten im Rahmen der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation IMO nutzt. Der Umweltrat begrüßt in diesem Zusammenhang ausdrücklich das Bemühen der Bundesregierung, die Russische Föderation bei der Durchsetzung strengerer Standards einzubinden. Will die Bundesregierung die Schiffssicherheit auf hohem Niveau weiterentwickeln und durchsetzen, sind aber gleichzeitig ein höherer Personalaufwand und höhere Sachkosten für die Überwachung der fremden Schiffe als Hafenstaat im Rahmen der Hafenstaatkontrolle und der Verkehrsüberwachung sowie als Küstenstaat für die Vorhaltung einer effektiven Küstenwache unvermeidlich.

392. Dem Umweltrat scheint es zudem angezeigt, die Rolle der EG im Bereich der Seeschifffahrt zu stärken. Von der EU-Kommission ist ein Vorschlag unterbreitet worden, wonach die EG der IMO beitreten soll. Der Umweltrat nimmt zur Kenntnis, dass bereits früher in dieser Hinsicht zumindest bei einigen Mitgliedstaaten Vorbehalte bestanden, da sie um den Verlust eigener Kompetenzen zugunsten der EG fürchteten (ERBGUTH et al., 2002, S. 257; CRON, 1995; FREES, 1992). Es gilt jedoch das Folgende zu bedenken: Trotz zahlreicher Schiffsunfälle mit katastrophalen Folgen ist es in der Vergangenheit auf internationaler Ebene nicht zu ausreichenden Veränderungen gekommen. Schiffskontrollen durch die Flaggenstaaten, aber auch durch Hafenstaaten weisen sowohl qualitativ als auch quantitativ nach wie vor erhebliche Defizite auf. Substandard-Schiffe sind keine Seltenheit. Internationale Schiffssicherheitsnormen sind nur dann wirksam, wenn sie einer einheitlichen, an Effektivi-

tätsmaßstäben ausgerichteten Implementierung unterliegen. Hierzu kann die EU mit den ihr zur Verfügung stehenden Vollzugs- und Durchsetzungsinstrumenten wesentlich beitragen. Die unmittelbar nach Ablauf der Umsetzungsfristen eingeleiteten Vertragsverletzungsverfahren betreffend die Richtlinie über Hafenstaatkontrollen belegen dies eindrücklich. Auch wenn hiermit Ausflaggungen nicht verhindert werden können, so kann die EG über die Hafenstaatkontrolle zumindest gemeinschaftsweit einheitlich sogar gegenüber Drittstaaten tätig werden. Nach Auffassung des Umweltrates hätte es zudem das weltweit beschleunigte phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen ohne die Anstöße aus Brüssel ebenso wenig gegeben wie die Einrichtung eines zusätzlichen Öl-Entschädigungsfonds.

Auf die 15 alten Mitgliedstaaten der EG entfallen über 10 % der Welttonnage, auf die zehn Beitrittsländer weitere 10 %, dabei insbesondere auf Malta 5 % und Zypern 4 % (EU-Kommission, 2002k). Ein koordiniertes Auftreten dieser 25 Länder durch die EG im Rahmen der IMO kann eine weitere Anstoßwirkung auf internationaler Ebene entfalten, selbstverständlich vorausgesetzt, dass eine Koordination auf hohem Niveau innerhalb der EG auch tatsächlich erfolgt. Die EU-Kommission hat für die Beitrittsverhandlungen mit Malta und Zypern uneingeschränkt gefordert, dass die Gemeinschaftsvorschriften über die Sicherheit auf See so schnell wie möglich und spätestens zum Zeitpunkt ihres Beitritts angewendet werden (z. B. EU-Kommission, 2000b, S. 7). Der Beitrittsvertrag vom 16. April 2003 räumt dementsprechend weder für Malta noch für Zypern Übergangsfristen zur Implementation der fraglichen Regelungen ein. EU-Kommission und EU-Ministerrat sind gefordert, die Übernahme in rechtlicher und tatsächlicher Hinsicht zu überwachen und Malta und Zypern gegebenenfalls bei der Umsetzung zu unterstützen.

393. In Anbetracht des anhaltenden Trends zu Ausflaggungen scheint es dem Umweltrat darüber hinaus geboten, die Unternehmensverantwortung verstärkt öffentlich zu thematisieren. Diejenigen europäischen Gesellschaften, die aus steuerlichen Gründen ihre Schiffe unter den Flaggen von Drittländern fahren lassen, dürfen mangelhaften Kontrollen, unzureichenden Qualifikationen und Substandard-Schiffen nicht weiter Vorschub leisten, sondern müssen endlich in diesen Ländern auf die Einhaltung der einschlägigen Vorschriften drängen.

Schiffssicherheit

394. Es muss sichergestellt werden, dass alle Mitgliedstaaten für sämtliche Häfen und Ankerplätze eine ausreichende Anzahl von Inspektoren bereitstellen und jedenfalls die Mindestkontrollquote von 25 % erfüllen. Einzelne Häfen dürfen nicht zu Gefälligkeitshäfen werden. Hier gilt es in besonderer Weise auch, aber keineswegs nur, auf die Beitrittsländer Zypern und Malta einzuwirken.

395. Die konsequente Durchsetzung des beschleunigten phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen und des Transportverbots von Schweröl in solchen Schiffen bedeutet einen wesentlichen Schritt für den Schutz der Meeresumwelt. Schweröl wird in Anbetracht seines relativ geringen Handelswerts und des vergleichsweise geringen Brand- und Explosionsrisikos regelmäßig mit älteren Tankschiffen transportiert, verursacht aber die größten umweltschädigenden Wirkungen. Diesem aus Sicht des Meeresumweltschutzes in keiner Weise akzeptablen Missverhältnis muss entgegengesteuert werden. Nicht übersehen werden darf aber sowohl bei dem Transportverbot von Schweröl in Ein-Hüllen-Tankschiffen als auch bei deren genereller Außerdienststellung, dass auch ein Verbot von diesen Tankschiffen allein keine Sicherheit garantiert. Denn die Doppelhülle bietet zwar bei Strandungen von Schiffen sehr viel mehr Schutz als eine einfache Hülle. Bei Kollisionen von Schiffen vermag eine Doppelhülle jedoch nur relativ wenig auszurichten. Allerdings wird in der Regel bei Kollisionen von Doppelhüllen-Tankschiffen auf Grund kleinerer Tanks weniger Öl auslaufen. Gleichwohl sollte das Risiko der durch Maschinenschäden verursachten Schiffsunfälle durch den Einbau eines Ersatzmotors, der das Schiff manövrierfähig halten kann, minimiert werden.

Auch gilt es zu beachten, dass bei Doppelhüllen-Tankschiffen im Laufe der Zeit Haarrisse auftreten können, verbunden mit einer Gasbildung zwischen den Böden. Dies kann sowohl auf dem Meer als auch in Häfen zu Unfällen führen. Es sind deswegen unbedingt entsprechende regelmäßige Qualitätskontrollen sicherzustellen. Außerdem sollte der Raum zwischen beiden Böden wegen deren Dünnwandigkeit nicht als zusätzliche Transportkapazität für Öle oder sonstige gefährliche Schadstoffe oder Flüssigkeiten genutzt werden dürfen. Beides sollte entsprechend – gemeinschafts- und völkerrechtlich – normiert werden.

396. Verstärktes Augenmerk muss auf die Qualifikation der Schiffsbesatzungen gerichtet werden. Es muss darauf hingewirkt werden, dass zukünftig auch die „alten“, das heißt die vor 2002 ausgebildeten Seeleute die Anforderungen des STCW-Übereinkommens von 1995 beziehungsweise der entsprechenden europäischen Richtlinie 2001/25/EG erfüllen. Trotz der weißen Liste der IMO sind hier insbesondere die Schiffseigner gefordert sowohl im Hinblick auf die Kontrolle ihrer Schiffsbesatzungen als auch hinsichtlich des Betriebs von Ausbildungsstätten.

397. Die Einrichtung neuer Überwachungs- und Informationssysteme wird die Sicherheit im Seeverkehr erhöhen. Die Bundesregierung sollte gleichwohl weiter auf die Einführung einer Lotsenannahmepflicht jedenfalls für bestimmte Seegebiete wie etwa den Ostseezugang und die Kadetrinne hinwirken. Zusätzliche Schutzmaßnahmen im Rahmen der Ausweisung des Wattenmeeres als Particularly Sensitive Sea Area (PSSA) sind ernsthaft zu prüfen.

Einbringen von Schadstoffen und Schiffsabfällen

398. Im Hinblick auf die Einleitungen von Betriebs- und Ladungsrückständen und das Einbringen von Schiffsabfällen in die Meere plädiert der Umweltrat dringend dafür, diesem Verschmutzungspfad überhaupt

verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Es ist nicht länger hinnehmbar, dass Nord- und Ostsee weiterhin als „Müllkippe“ missbraucht und auf den Meeren nicht ansatzweise die gleichen Überwachungsstandards praktiziert werden wie an Land. Zwar stellen die Anforderungen der Anlagen des MARPOL-Übereinkommens eine durchweg relativ strenge Basis für den Schutz der Meeresumwelt dar. Bedenklich ist jedoch die weiterhin hohe Anzahl rechtswidriger Einleitungen. Als Ursachen für die rechtswidrigen Einleitungen sind fehlende Auffangrichtungen in den Häfen, eine uneinheitliche Anwendung der beschriebenen MARPOL-Regeln sowie eine unzureichende Überwachung und Verfolgung von Verstößen auszumachen. Die EU-Maßnahmen betreffend Hafenauffangeinrichtungen, Hafenstaatkontrollen und Verkehrsüberwachung stellen insoweit wichtige Schritte dar, um dieser inakzeptablen Situation entgegenzusteuern.

Atmosphärische Emissionen

399. Die gegenwärtig fehlenden internationalen beziehungsweise ungenügenden gemeinschaftlichen Abgasvorschriften für den Verkehr auf See führen dazu, dass extrem umweltschädliches Bunkeröl im Prinzip legal anstelle marinen Dieselöls als Kraftstoff verwendet wird. Der Umweltrat hält es deswegen für erforderlich, zumindest zunächst für die Gemeinschaftsgewässer und -häfen den Schwefelgehalt des in der Seeschifffahrt verwendeten Kraftstoffs verbindlich vorzugeben. In gleicher Weise muss das Problem atmosphärischer NO_x-Emissionen unverzüglich geregelt werden. Es müssen ausreichend strenge Standards für die in Schiffen verwendeten Dieselmotoren normiert werden. Insgesamt dürfen die in der Seeschifffahrt geltenden Standards dem Umweltschutz in der landseitigen Industrie und dem landseitigen Kfz-Verkehr nicht länger nachhinken. In diesem Zusammenhang ist der Umweltrat im Übrigen der Auffassung, dass mit sämtlichen genannten Maßnahmen die Förderung von High-Standard-Schiffen in Gemeinschaftshäfen beispielsweise durch günstigere Liegegebühren und reduzierte Gebühren für Kontrollen einhergehen sollte. Der für den Hamburger Hafen 2001 eingeführte (und zunächst auf fünf Jahre befristete) „green-shipping-Bonus“ stellt insoweit einen ersten Schritt in diese Richtung dar. Danach muss zum Beispiel ein Schiff, das ausschließlich Kraftstoff mit einem Schwefelgehalt von weniger als 1,5 % verwendet, 12 % weniger Gebühren bezahlen.

Haftung, Entschädigung und Sanktionen

400. Der Umweltrat stimmt der EU-Kommission in ihrer Auffassung zu, dass die geltenden internationalen Haftungs- und Entschädigungsregelungen keine hinreichend abschreckende Wirkung entfalten, um an der Beförderung gefährlicher Ladung auf See Beteiligte von unerlaubten Praktiken abzuhalten. Die erforderliche abschreckende Wirkung wird sich allem Anschein nach nur durch die zusätzlich zur zivilrechtlichen Haftung erfolgende Einführung von Sanktionen strafrechtlicher Art erzielen lassen, die für jede Person (d. h. nicht nur für den Kapitän oder Schiffseigentümer, sondern insbesondere auch für die verantwortlich handelnden Personen der Klassifikationsgesellschaft oder der Gesellschaft, in deren Eigentum die Fracht steht) gelten, die vorsätzlich oder grob fahrlässig eine Verschmutzung des Meeres verursacht oder dazu beigetragen hat. Deshalb ist zu bedauern, dass ein entsprechender Richtlinienvorschlag der EU-Kommission vom Ministerrat im Hinblick auf die strafrechtlichen Sanktionen nicht mitgetragen wird.

Kompetenzverteilung in der Bundesrepublik Deutschland

401. Die unterschiedliche Situation bis zur 12-Seemeilen-Grenze einerseits und in der AWZ andererseits, die Zuständigkeit verschiedener Dienststellen, der Rückgriff für den Vollzug von Bundesaufgaben auf Ländereinrichtungen usw. bedingen eine uneinheitliche und unübersichtliche Organisation der im Bereich des Seeverkehrs relevanten Aufgabenwahrnehmung. Dies sowie die notwendige Kooperation und Koordinierung werden regelmäßig zu Reibungsverlusten und diese wiederum zu negativen Auswirkungen für die Effektivität einzelner Einsätze auf See führen (KÖNIG, 2003, S. 92 f.). Der Umweltrat regt dringend an, die vielfältigen Entscheidungsbefugnisse zu bündeln. Die hoheitlichen maritimen Dienste des Bundes (Einsatzfahrzeuge des BMVBW, BGS-See, Seezoll, Fischereiaufsicht) sollten in einer Deutschen Küstenwache unter der Zuständigkeit eines Bundesministeriums zusammengefasst und einem einheitlichen Kommando sowohl für Routineaufgaben als auch für das Notfallmanagement unterstellt werden. Die entsprechenden Länderaufgaben sollten mittelfristig in eine solche deutsche Küstenwache eingebunden werden. Effektives Notfallmanagement und effektive Schadstoffbekämpfung erfordern eindeutige Führungsstrukturen anstelle von Kooperation und Koordination.

Dementsprechend sollte auch das Havariekommando ein zwar wichtiger, aber gleichwohl nur erster Schritt in Richtung auf die Zusammenfassung aller Aufgaben des Notfallmanagements auf dem Wasser sein (ERBGUTH et al., 2002, S. 216). Mit dem einheitlichen Havariekommando ist unter den gegenwärtigen kompetenzrechtlichen Vorgaben in der Bundesrepublik Deutschland versucht worden, die notwendigen Konsequenzen aus den Mängeln im Notfallmanagement bei der Havarie der „Pallas“ zu ziehen. Eine Reduzierung der Länderkompetenzen zugunsten des Bundes ist auf der Grundlage des geltenden Rechts nicht möglich, sondern würde eine Änderung des Grundgesetzes erfordern (SCHNOOR, 2000, S. 221 ff.). Letzteres darf jedoch zumindest mittelfristig kein Hinderungsgrund sein, denn das Grundgesetz dient dem Schutz des Einzelnen, der Gesellschaft und der Umwelt. Es bezweckt offensichtlich nicht, eine effektive Gefahrenabwehr zu verhindern.

3.5 Schutz von örtlichen Lebensräumen und Arten

402. Nährstoff- und Schadstoffeinträge, Fischerei und Schifffahrt führen je für sich genommen zu gravierenden Belastungen in der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee,

die in unterschiedlichem Ausmaß nahezu überall anzutreffen sind. In der globalen Betrachtung sind dies die Belastungen, die es in erster Linie zu vermindern gilt.

Für die lokale Belastungslage in den jeweiligen Lebensräumen spielen allerdings regelmäßig weitere örtliche Belastungsfaktoren wie insbesondere Meeresanlagen, Küstenbau und Tourismus, vor allem aber auch die spezifische Kombination und Kumulation der globalen und der regionalen Eingriffe eine große Rolle. Vor allem in den Küstenregionen treten zu den globalen Belastungsfaktoren noch in erheblichem Umfang die hinsichtlich ihrer Wirkungen bereits unter den Abschnitten 2.1.6 (Tz. 116 ff.) und 2.2.6 (Tz. 199 ff.) erörterten baulichen und touristischen Nutzungen mit der Folge hinzu, dass vielerorts wertvolle Lebensräume und Arten stark gestört und zurückgedrängt werden (Abschnitt 2.1.7, Tz. 132 ff. und Abschnitt 2.2.7, Tz. 211 ff.)

Um die örtlichen Lebensräume und Arten vor übermäßigen Belastungen zu bewahren, bedarf es auf See prinzipiell der gleichen wesentlichen Ordnungsinstrumente wie auf dem Festland. Das heißt, dass

– durch ein kohärentes, an den ökologischen Funktionszusammenhängen ausgerichtetes Schutzgebietsnetz gewährleistet werden muss, dass die besonders schützenswerten beziehungsweise schutzbedürftigen Lebensräume unbeeinträchtigt bleiben (Abschnitt 3.5.1),

– vorrangig durch eine übergreifende Raumordnung gewährleistet werden muss, dass empfindliche und ökologisch schützenswerte Meeresflächen auch außerhalb von Schutzgebieten möglichst von anthropogenen Eingriffen freigehalten werden (Abschnitt 3.5.2),

– darüber hinausgehend durch ein adäquates Genehmigungs- und Kontrollregime gegenüber singulären Eingriffen flächendeckend ein Mindestschutz gewährleistet werden muss (Abschnitt 3.5.3).

3.5.1 Schutzgebiete

403. Dass Schutzgebieten gerade im Meeresumweltschutz über den traditionellen Küstenbezug hinaus eine zentrale Rolle zukommt, ist inzwischen international anerkannt (OSPAR, 2003d; HELCOM, 2003f; FARKE und RACHOR, 2003, S. 390 f.; CZYBULKA 2003, S. 330 f.; JANSSEN, 2002, S. 38 ff.). Inzwischen ist außerdem auch juristisch anerkannt, dass das globale Seerecht, insbesondere das Seerechtsübereinkommen, der Einrichtung wirksamer Schutzgebietsregelungen (Marine Protected Areas – MPA) im Küstenmeer und in der AWZ nicht entgegensteht (CZYBULKA, 1999, S. 563 f.; WOLFRUM, 2000, S. 72; JARASS, 2002, S. 29 ff. mit weiteren Nachweisen). Lediglich für den Teilbereich der Schifffahrt sehen das Seerechtsübereinkommen und das MARPOL-Abkommen spezifische eigene Schutzgebietsregelungen vor (Abschnitt 2.3.4), nach denen regionale Beschränkungen wesentlich an Entscheidungen der Internationalen Schifffahrtsorganisation IMO gebunden werden. Im Übrigen verfügen die Staaten jedoch über erhebliche Spielräume, durch gebietsbezogene Nutzungsbeschränkungen und -ausschlüsse den regionalspezifischen Erfordernissen des Meeresumweltschutzes (Artikel 192 SRÜ) Rechnung zu tragen. Zu beachten ist, dass sich die internationale Staatengemeinschaft mit der Biodiversitätskonvention (Übereinkommen von Rio de Janeiro über biologische Vielfalt vom Juni 1992, BGBl. II 1993, S. 1 741) in deren Artikel 6, 8a und 8e zur zentralen Bedeutung des Gebietsschutzes bekannt und sich dazu verpflichtet hat, ein zur Erhaltung bedrohter Arten und Lebensräume geeignetes Netz von Schutzgebieten – auch für die Meeresumwelt – anzustreben. Vielfach bestehen dazu auch bereits spezielle Regelungen in den internationalen Arten- und Habitatschutzabkommen (Abschnitt 3.5.1.1, Tz. 406).

Zudem setzen sich OSPAR und HELCOM seit geraumer Zeit jeweils für die Schaffung solcher Schutzgebietsnetze ein. Auf der gemeinsamen Ministerkonferenz im Juni 2003 haben die beiden Kommissionen dieses Ziel noch einmal mit höchster Priorität versehen und weitere Umsetzungsschritte angekündigt, wobei die Entwicklung bei der OSPAR deutlich hinter dem Stand von HELCOM hinterherhinkt (Abschnitt 3.5.1.2, Tz. 407).

404. In ihrem Vorschlag für eine Meeresschutzstrategie bekräftigt auch die EU-Kommission die zentrale Bedeutung gebietsbezogener Schutzbestimmungen (EU-Kommission, 2002, Tz. 80). Dem soll nun durch die vollständige Umsetzung der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie auch auf See Rechnung getragen werden (Abschnitt 3.5.1.3, Tz. 409). Mit der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie verfolgt die EU bekanntlich ein eigenes Gebietsschutzkonzept. Insoweit stellt sich neben den bereits länger diskutierten Umsetzungs- und Vollzugsfragen (SRU, 2002b, Tz. 298 ff.) insbesondere auch die Frage der Abstimmung und Kohärenz mit den Schutzgebietsprogrammen von HELCOM und OSPAR.

405. Für den Bereich der Küstengewässer haben die deutschen Küstenländer einige durchaus erfolgreiche Schutzgebiete vorzuweisen, allen voran den Nationalpark Wattenmeer. Gleichwohl ergibt sich im Hinblick auf die OSPAR- und die HELCOM-Programme und die gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben nicht nur für die AWZ ein erheblicher weiterer Handlungsbedarf. Dabei gilt es zum einen, möglichst konstruktiv und zügig an der Entwicklung der regionalen Schutzgebietsnetze mitzuwirken, und zum anderen, die davon betroffenen Gebiete der nationalen AWZ und des Küstenmeeres mit entsprechenden, hinreichend verbindlichen und effektiven Schutzstatuten zu versehen (Abschnitt 3.5.1.4 Tz. 411 ff.).

3.5.1.1 Habitatschutz nach internationalen Abkommen zum Arten- und Lebensraumschutz

406. Im Vorfeld des sich gegenwärtig entwickelnden allgemeinen marinen Schutzgebietsansatzes stehen einige spezielle internationale Abkommen, die im Hinblick auf besonders bedrohte, wertvolle oder empfindliche Arten oder Lebensräume die Vertragsparteien dazu veranlassen, die insoweit relevanten Lebensräume einem besonderen Schutz zu unterstellen. Dies gilt insbesondere für

- die Ramsar-Konvention (Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung von 1971 – BGBl. II 197, S. 1 265); darin haben sich die Vertragsparteien verpflichtet, die in der Ramsar-Liste ausgewiesenen Feuchtgebiete – die so genannten Ramsar-Sites, zu denen unter anderem auch das Wattenmeer zählt – als Schutzgebiete auszuweisen und für eine angemessene Hege und Aufsicht zu sorgen;
- das Bonner Abkommen zum Schutz wandernder wildlebender gefährdeter Arten vom Juni 1979 (BGBl. 1987 II, S. 458) mit seinen meeresbezogenen regionalen Umsetzungsübereinkommen, namentlich
  - dem Abkommen zum Schutz der Seehunde im Wattenmeer von 1990 (BGBl. II 1991, S. 1 308) in dem sich Dänemark, die Niederlande und Deutschland zu umfassenden Schutzmaßnahmen einschließlich des Schutzes der relevanten Lebensräume verpflichten. Zur Umsetzung wurden von allen drei Staaten Schutzgebiete für Seehunde ausgewiesen, in denen während der Wurf- und Aufzuchtzeiten alle störenden menschlichen Aktivitäten untersagt sind;
  - dem Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Ost- und Nordsee (ASCOBANS) von 1992 (BGBl. II 1993, S. 1 113), dass unter anderem zum Schutz und zur Hege der zentralen Lebensräume von Kleinwalen verpflichtet. Zur Umsetzung hat Schleswig-Holstein das Aufzuchtgebiet der Nordsee-Schweinswale vor Amrum und Sylt als Kleinwalschutzgebiet in den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer integriert;
- das Afrikanisch-Eurasische Wasservogelabkommen von 1995 zum Schutz von Wasservogelarten des afrikanisch-eurasischen Zugsystems. Das Abkommen sieht in seinem so genannten Aktionsplan neben Jagdbeschränkungen und artspezifischen Schutzplänen auch besondere Maßnahmen zur Sicherung der Lebensräume und Rastplätze vor.

3.5.1.2 Die Schutzgebietsprogramme von HELCOM und OSPAR

Das HELCOM-Programm für ein Schutzgebietsnetz

407. HELCOM hat bereits 1994 die Einrichtung eines gemeinsamen Schutzgebietsnetzes (System of Coastal and Marine Baltic Sea Protected Areas – BSPA) für die Ostsee beschlossen (Recommendation 15/5) und sogleich eine Reihe von Gebieten festgelegt, die diesem Gebietsnetz von Anfang an zugehören sollen. Unter diesem Kernbestand befanden sich zunächst nur küstennahe Gebiete, nicht aber küstenfernere so genannte Offshore-Schutzgebiete. Durch die Richtlinie 16/17 (Guidelines for Designation Marine and Coastal Baltic Sea Protected Areas and Proposed Categories) hat HELCOM indessen ein Jahr später Auswahlkriterien festgelegt, nach denen die Vertragsstaaten weitere geeignete Gebiete zur Fortentwicklung des Schutzgebietsnetzes bestimmen sollen. Für die BSPA-Gebiete sollen die Vertragsstaaten Managementpläne aufstellen, die die Erhaltung der besonderen Schutzgüter und die nachhaltige Bewirtschaftung dieser Gebiete sicherstellen und ein besonderes Monitoring über die relevanten biologischen und chemischen Parameter gewährleisten.

Welche konkreten Schutzbestimmungen im Hinblick auf die einzelnen (potenziell) störenden Nutzungen für die BSPA getroffen werden, bleibt weitgehend dem Ermessen der Staaten überantwortet. Allerdings empfiehlt HELCOM formal die Verwendung der bereits seit langem etablierten IUCN-Kategorien I (Strenges Naturreservat/Wildnisgebiet), II (Nationalpark), IV (Biotop- und Artenschutzgebiet mit Management), V (Geschützte Landschaft/Geschütztes marines Gebiet) sowie IX (Biosphärenreservat). Des Weiteren empfiehlt HELCOM ein Gebietsmanagement, das auf der Basis einer umfassenden Umweltprüfung die unterschiedlichen Aktivitäten durch räumliche und zeitliche Restriktionen sowie erforderlichenfalls auch durch Totalverbote mit den Erhaltungszielen in Einklang bringt und gegebenenfalls Maßnahmen zur Wiederherstellung der Lebensräume und Wiederansiedlung von Arten umfasst. Für alle Gebietskategorien wird ferner die Einrichtung von Pufferzonen empfohlen. Bemerkenswert ist, dass HELCOM offensichtlich – wenngleich nur innerhalb der BSPA – ein umfassendes raumplanerisches Nutzungskonzept anstrebt, das deutlich über die Schutzgebietskonzeptionen des nationalen Naturschutzrechts hinausgeht (JANSSEN, 2002, S. 62).

Deutschland hat inzwischen acht Gebiete als BSPA gegenüber der HELCOM notifiziert, sechs davon sind jedoch – obwohl bereits 1994 notifiziert – noch immer nicht endgültig abgegrenzt, eingerichtet und gemeldet worden. Bei allen acht Gebieten handelt es sich zudem um küstennahe Gebiete. Obwohl bereits seit Jahren Vorschläge des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) für weitere sieben Offshore-Schutzgebiete vorliegen (siehe Karte 3-2b im Anhang), hat die Bundesregierung keine entsprechenden Vorschläge beziehungsweise Meldungen an HELCOM unterbreitet. Diese Gebiete, die das BfN in Teilen auch als FFH-Gebiete vorgeschlagen hat (BfN, 2003b) sind national bisher nicht unter Schutz gestellt. Wie das Natura-2000-Netz leidet also auch das HELCOM-Schutzgebietsnetz an der mangelnden Umsetzung durch die Staaten.

Das OSPAR-Programm für ein Schutzgebietsnetz

408. Mit vergleichsweise beträchtlicher Verzögerung steuert nunmehr auch die OSPAR-Kommission auf ein regionales, völkerrechtlich fundiertes Schutzgebietsnetz für den Nordostatlantik hin. Mit der Anlage V wurde zunächst 1998 das OSPAR-Übereinkommen um Naturschutzregelungen ergänzt, durch die sich die Vertragsparteien unter ausdrücklicher Bezugnahme auf die Biodiversitätskonvention verpflichtet haben, „die erforderlichen Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt des Meeresgebietes und, soweit durchführbar, zur Wiederherstellung nachhaltig beeinträchtigter Meeresgebiete“ zu treffen. Dazu sollte erklärtermaßen auch die Errichtung eines Systems mari-

ner Schutzgebiete (Marine Protected Areas-MPA) gehören (OSPAR, 1998d).

Nachdem diese Initiative bis heute weitgehend fruchtlos geblieben ist, haben die OSPAR-Vertragsparteien im Juni 2003 nunmehr vereinbart, bis 2010 für den Geltungsbereich der Konvention auf der Grundlage von Schutzgebietsvorschlägen der Vertragsparteien ein marines Schutzgebietsnetz „OSPAR Network of Marine Protected Areas“ zu etablieren (OSPAR, 2003d). Zu diesem Zweck sollen die Vertragsparteien bis spätestens Ende 2005 Schutzgebietsvorschläge für die ihrer Jurisdiktion unterliegenden Gebiete unterbreiten, und zwar anhand bestimmter von der OSPAR-Kommission durch Richtlinien festgelegter Auswahlkriterien (OSPAR, 2003e). Ferner sind für diese Gebiete Managementpläne über den spezifischen Schutzbedarf und die entsprechend geplanten Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen zu erstellen. Auch dafür hat die Kommission Richtlinien festgelegt (OSPAR, 2003f). Die OSPAR-Empfehlung nimmt ausdrücklich auf die noch ausstehende Ausweisung des Europäischen Schutzgebietsnetzes nach der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie dahin gehend Rücksicht, dass diese Gebiete zugleich als OSPAR-MPA dienen sollen, sofern sie dazu geeignet erscheinen (3.5 der Empfehlung 2003/3=OSPAR, 2003d).

3.5.1.3 Schutzgebiete nach Fauna-Flora-Habitat- und Vogelschutz-Richtlinie

409. Die EG will ihren Beitrag zu den international angestrebten Schutzgebietsnetzen auch seeseitig durch die Umsetzung der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992) und der Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG vom 2. April 1979) leisten.

Die Vogelschutzrichtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten seit spätestens April 1981 unter anderem dazu, die zahlen- und flächenmäßig geeignetsten Lebensräume der in Anhang I aufgeführten Vogelarten sowie regelmäßige Vermehrungs-, Mauser-, Überwinterungs- und Rastgebiete von Zugvogelarten als besondere Schutzgebiete (so genannte Special Protected Areas – SPA) auszuweisen und dafür zu sorgen, dass Beeinträchtigungen und Belästigungen der Vögel in diesen Gebieten unterbleiben. Die seeseitige Umsetzung der Vogelschutzrichtlinie ist indessen immer noch nicht annährend abgeschlossen und steht vor allem für den weiten Bereich der AWZ noch aus, nicht nur in Deutschland.

Die FFH-Richtlinie verpflichtete die Mitgliedstaaten dazu, bereits bis zum Juni 1995 nationale Vorschlagslisten für FFH-Schutzgebiete vorzulegen, aus denen die EU-Kommission bereits bis zum Juni 1998 die Gebietsauswahl für die Gemeinschaftsliste des sodann verbindlichen NATURA-2000-Netzes hätte treffen sollen. Dies gilt uneingeschränkt auch für die in Anhang 1 der FFH-Richtlinie genannten marinen und Küsten-Lebensraumtypen (siehe Kasten) sowohl im Küstenmeer als auch in der AWZ. Für den Bereich der AWZ befinden sich gleichwohl alle Mitgliedstaaten noch immer im Verzug (FARKE und RACHOR, 2003, S. 393).

Relevante marine und Küstenlebensraumtypen nach Anhang 1 der FFH-Richtlinie

Innere Gewässer und Küstenmeer:

- Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser
- Ästuarien
- Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt
- Lagunen des Küstenraums, Strandseen
- Flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen)
- Riffe
- Meereshöhlen

Ausschließliche Wirtschaftszone

- Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung (z. B. Oderbank)
- Riffe

Das Schutzregime der FFH-Richtlinie ist gemäß Artikel 6 der Richtlinie wesentlich getragen von den Geboten,

- geeignete Erhaltungs- und Schutzmaßnahmen gegebenenfalls in besonderen Entwicklungs- oder integrierten Bewirtschaftungsplänen festzulegen,
- Verschlechterungen der natürlichen Habitate sowie Störungen der relevanten Arten zu vermeiden,
- Pläne oder Projekte, die die Gebiete einzeln oder im Zusammenwirken mit anderen Projekten erheblich beeinträchtigen können, auf ihre Verträglichkeit zu überprüfen und
- Projekte, von denen Beeinträchtigungen zu erwarten sind, nicht zuzulassen, es sei denn, dass Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses und mangelnde Alternativlösungen dazu zwingen, dass Projekt gleichwohl durchzuführen, dann aber
- für ausnahmsweise zugelassene Beeinträchtigungen die erforderlichen Ausgleichsmaßnahmen zum Funktionserhalt des Gebietsnetzes zu treffen.

410. Prinzipiell sind diese Maßgaben in ihrer Abstraktheit durchaus auch dazu geeignet, die Empfehlungen der HELCOM und der OSPAR-Kommission zu den BSPA beziehungsweise den OSPAR-MPA umzusetzen. Dementsprechend erkennen HELCOM und OSPAR die NATURA-2000-Gebiete auch als adäquate Umsetzung ihrer Schutzgebiets-Empfehlungen an. Allerdings ist nicht gewährleistet, dass die EG-Mitgliedstaaten alle BSPA beziehungsweise OSPAR-MPA auch als FFH- oder Vogelschutz-Gebiete melden. Im Ergebnis wird es für Nord- und Ostsee also zwei sich überschneidende, übergreifende Schutzgebietsnetze von unterschiedlicher Rechtsverbindlichkeit geben. Unter Gesichtspunkten der

Effektivität, der Kohärenz von Auswahl und Ausgestaltung sowie Klarheit und Einheitlichkeit der Schutzbestimmungen und Prozeduren erscheint dieses Nebeneinander fragwürdig. Vor dem Hintergrund der äußerst schleppenden Umsetzung von FFH- und Vogelschutz-Richtlinie (siehe Abschnitt 3.5.1.4.2, Tz. 414 ff.) kann aber den Initiativen der regionalen Meeresschutzorganisationen zumindest zwischenzeitlich eine wichtige Beschleunigungs- und Vorbereitungsfunktion zukommen. Aufgrund des „weichen“ Charakters ihrer einschlägigen Empfehlungen und Richtlinien dürfte es OSPAR und HELCOM vermutlich leichter als der EU gelingen, die Anrainerstaaten zu weitergehenden Gebietsvorschlägen zu bewegen und damit zugleich weitere Gebiete gewissermaßen auf den Weg zum FFH-Gebiet zu bringen.

Die EU-Kommission hat im Rahmen ihres Vorschlags für eine Meeresumweltschutzstrategie angekündigt, verstärkt auf die Umsetzung der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie hinzuwirken und bis 2005 ein Programm zu erarbeiten, das auf die Verbesserung des Schutzes der Arten und Lebensräume in den europäischen Gewässern abzielt. Daran anknüpfend sollen auch Vorschläge zur Anpassung der Anhänge der FFH-Richtlinie, in denen die zu schützenden Lebensräume aufgeführt sind, vorgelegt werden. Entscheidendes Hemmnis für das gemeinschaftsrechtliche Schutzgebietsregime bleibt allerdings – vor allem in der AWZ – der mangelhafte Vollzug durch die Mitgliedstaaten. Wenn schon die erste Phase der Gebietsmeldung geradezu boykottiert wird, lässt dies auch für die konkrete Ausgestaltung der Schutzstatute und deren Vollzug nichts Gutes erwarten. Dabei stellt Deutschland keine Ausnahme dar.

3.5.1.4 Nationale Meeresschutzgebiete

3.5.1.4.1 Bestehende Schutzgebiete

411. Für das Küstenmeer haben die zuständigen Anrainer-Bundesländer – zum Teil schon seit langem – Naturschutzgebiete ausgewiesen. Die Gebiete sind im Kartenanhang in den Karten 3-2a und 3-2b mit abgebildet; es handelt sich – von einigen kleinen Gebieten mit Meeresanteilen abgesehen – insbesondere um die in Tabelle 3-12 genannten Schutzgebiete.

Tabelle 3-12

Nationale Schutzgebiete im Küstenmeer

Nordsee	Ostsee
– Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer – Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer – Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer	– Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft – Nationalpark Jasmund – Biosphärenreservat Süd-Ost-Rügen
	SRU/SG 2004/Tabelle 3-11

Die bevorzugte Schutzgebietskategorie des Nationalparks (SRU, 2002b, Tz. 290 ff.; 2000, Tz. 356), die auf eine Gemengelage von Natur und Mensch abstellt, erscheint in den nahezu durchweg von Nutzungen geprägten Küstenregionen als ein prinzipiell realistischer und problemadäquater Rechtsrahmen. Da diese Gebietskategorie – zu Recht – keinen Totalschutz gewährt, sondern vielmehr auf eine nachhaltige Integration der Schutzziele und Nutzungsansprüche abzielt, hängt ihre Intensität und Wirksamkeit allerdings in höchstem Maße von der konkreten Ausgestaltung der Schutzstatute und ihrer praktischen Anwendung ab. Die den flächenspezifischen Empfindlichkeiten und vielfältigen regionalen Nutzungsansprüchen Rechnung tragenden Zonierungen und konkreten Nutzungsregelungen der Wattenmeer-Nationalparke bieten insoweit ein vergleichsweise erfolgreiches Beispiel für ein integriertes Schutzgebietsmanagement. Gleichwohl wurden auch immer wieder erhebliche Eingriffe in die Lebensräume zugelassen, wobei vor allem den „mächtigen“ regionalen und überregionalen Nutzungsansprüchen wie Fischerei und Rohstoffgewinnung nachgegeben worden ist (SCHÜTTE, 2000, S. 185 ff.).

412. Problematisch erscheint insoweit unter anderem die Besonderheit des Meeresnaturschutzes, dass der ökologische Gebietsschutz sich nicht auf die Festlegung von Erhaltungszielen und Erhaltungsmaßnahmen beschränken kann, sondern in Ermangelung einer marinen Raumplanung auch elementare Aufgaben der Gesamtplanung gleichsam mitbewältigen muss, ohne insoweit über ein adäquates – positiv gestaltendes – Festsetzungsinstrumentarium zu verfügen (siehe Tz. 421, 422 ff.).

413. Was schließlich die Auswahl und Anzahl der bisher festgesetzten Schutzgebiete betrifft, so zeigt der vergleichende Blick auf die vorgeschlagenen Gebietsmeldungen zur FFH-Richtlinie und auf die nach internationalen ornithologischen Kriterien ausgewiesenen „Important Bird Areas“ (IBA), dass weite Teile der ökologisch besonders schutzwürdigen Gebiete noch keinerlei Schutzstatus genießen (vgl. im Anhang die Karten 3-2a und 3-3a sowie 3-2b und 3-3b). Dies gilt vor allem in der AWZ, wo bisher noch gar kein allgemeines Meersschutzgebiet existiert. Hier ist es vor allem den Ausbauplänen der Bundesregierung für die Offshore-Windenergienutzung zu verdanken, dass die Umsetzung der FFH-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie nunmehr zügiger vorangetrieben wird.

3.5.1.4.2 Umsetzung von Fauna-Flora-Habitat- und Vogelschutz-Richtlinie

Nordsee

414. Für die in der Länderzuständigkeit liegende 12-Seemeilen-Zone haben die Küstenländer inzwischen ihre FFH-Gebietsmeldungen abgeschlossen (siehe die Karte 3-2a im Anhang). Die Gebietsmeldungen Niedersachsens und Schleswig-Holsteins decken sich mit den Wattenmeer-Nationalparks. Zusätzlich hat Schleswig-Holstein zwei kleine marine Gebiete, das Naturschutzgebiet „Helgoländer Felssockel“ und das „Steinriff“ nordöstlich von Helgoland als FFH-Gebiete gemeldet.

Für den Bereich der AWZ hat die Bundesregierung das BfN mit der Erarbeitung von Fachvorschlägen für FFH-Schutzgebietsvorschläge beauftragt. Das BfN hat seine Fachvorschläge im Juni 2003 veröffentlicht (BfN 2003b, Karte 3-3a im Anhang). Auf der Grundlage dieser Fachvorschläge sollen nun nach Verlautbarung des Bundesumweltministeriums die endgültigen Gebietsvorschläge bis zum Jahresende 2003 in Abstimmung mit weiteren betroffenen Bundesressorts sowie betroffenen Kreisen erarbeitet werden (BMU, Pressemeldung 212/03 vom 12. November 2003).

Ostsee

415. Karte 3-2b im Kartenanhang bietet einen Überblick über ökologisch bedeutsame Gebiete der Ostsee einschließlich der FFH-Meldungen und SPA-Ausweisungen der Bundesländer. Karte 3-3b bildet die Fachvorschläge des BfN für Schutzgebiete in der AWZ vom Juli 2003 ab. Wie für die Gebietsvorschläge zur Nordsee gilt auch für die Ostsee, dass das Bundesumweltministerium in Abstimmung mit den betroffenen Ressorts und gesellschaftlichen Kreisen die endgültigen Gebietsvorschläge festlegen will.

3.5.1.5 Bewertung

416. Aufgrund des hohen und noch rasch zunehmenden Nutzungsdrucks auf Nord- und Ostsee ist die dringende Notwendigkeit von Meeresschutzgebieten zur Erhaltung der Arten und Lebensräume und insbesondere von Aufzuchts- und Erholungsräumen evident. Gleichwohl stehen die von OSPAR und HELCOM entwickelten Schutzgebietsprogramme ebenso wie das von der EU angestrebte kohärente Schutzgebietsnetz noch in den Anfängen. Bei der dringend fortzusetzenden Weiterentwicklung und Umsetzung der internationalen Programme und insbesondere der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie sollte insbesondere Folgendes beachtet werden:

Harmonisierung der regionalvölkerrechtlichen Initiativen

417. Wenig förderlich dürfte sich auswirken, dass die Regelungen und Programme von einer verwirrenden Vielzahl unterschiedlicher, sich teils überscheidender, teilweise aber auch deutlich voneinander abweichenden Schutzgebietskategorien und Schutzansprüchen geprägt sind. Von daher ist es zu begrüßen, dass die gemeinsame Ministerkonferenz von OSPAR und HELCOM vom Juni 2003 ein Programm zur verstärkten Zusammenarbeit und Harmonisierung der Schutzgebietsprogramme angekündigt hat (OSPAR und HELCOM, 2003, Rn. 18).

Adäquate Umsetzung der FFH-Richtlinie

418. Die Gebietsvorschläge nach der FFH-Richtlinie haben sich ausschließlich an den im Anhang 1 zur Richtlinie aufgeführten naturschutzfachlichen Kriterien zu orientieren. Wären bereits in dieser Phase Einschränkungen unter Abwägung wirtschaftlicher oder sozialer Aspekte erlaubt, könnte ein kohärentes, den ortsübergreifenden Funktionszusammenhängen Rechnung tragendes (vgl. die Darstellung der räumlichen Habitatvernetzungen in Karte 3-2b des Kartenanhangs) Schutzgebietsnetz nicht entwickelt werden. Daher hat der Umweltrat gegenüber dem jetzigen Vorgehen – der frühen Abstimmung der Gebietsvorschläge im Kabinett und mit betroffenen Gesellschaftskreisen – Bedenken, weil diese Abstimmung impliziert, dass die Gebietsmeldungen keineswegs nur Resultate naturschutzfachlicher Beurteilungen darstellen werden. Die frühzeitige Berücksichtigung gegenläufiger Interessen und die Beteiligung der entsprechenden Interessenvertreter schon im Vorfeld der Vorschlagsmeldungen ist nicht geeignet, den tatsächlichen Schutzbedarf zu offenbaren, der jedoch der Festlegung des Schutzgebietsnetzes durch die Kommission zugrunde zu legen ist. Nicht zuletzt ist es auch ein Gebot der Transparenz, den tatsächlichen Schutzbedarf (durch Gebietsmeldung) wie auch Einschränkungen zugunsten wirtschaftlicher Erwägungen (im Rahmen des Ausnahmetatbestands) offen zu legen. Von daher geht der Umweltrat davon aus, dass die Bundesregierung eventuelle Abweichungen von den Vorschlägen des BfN naturschutzfachlich überzeugend, transparent und somit gemeinschaftsrechtskonform begründen wird.

Vollständige Umsetzung der Vogelschutz-Richtlinie

419. Im Übrigen hat der Umweltrat nach dem gegenwärtigen Ausweisungs- und Vorschlagsstand Zweifel daran, dass Deutschland die Vogelschutzrichtlinie vollständig umsetzt. Dies gilt sowohl für den Zuständigkeitsbereich der Länder innerhalb der 12-Seemeilen-Zone als auch für die Zuständigkeit des Bundes.

Zur Umsetzung der Vogelschutz-Richtlinie im Küstenmeer hat lediglich Schleswig-Holstein seeseits des Nationalparks Wattenmeer ein weiträumiges, bis an die 12-Seemeilen-Grenzen heranreichendes Vogelschutzgebiet westlich des Dithmarscher und nördlich des nordfriesischen Wattenmeers ausgewiesen. Im niedersächsischen Küstenmeer liegen seeseits des Nationalparks ein IBA-Gebiet (SKOV et al., 2000, IBA-Gebiet Nr. 17 – East Frisan Islands) sowie ein noch deutlich darüber hinausreichendes „bedeutendes Rast- und Nahrungsgebiet für Seevögel“ (HEIBGES und HÜPPOP, 2000). Beide sind nicht als Vogelschutzgebiet (SPA) ausgewiesen und von Niedersachsen auch sonst keinem besonderen Schutz unterstellt worden, obwohl dort Pracht- und Sterntaucher, Trauerente, Brandseeschwalbe und Sturmmöwe sämtlich gemäß den Ramsar-Kriterien in international bedeutsamen Zahlen rasten (BfN, 2001, Erläuterung, S. 4).

Was die Umsetzung in der AWZ betrifft, so zeigt der Vergleich der BfN-Vorschläge mit der IBA-Liste, dass auch diese Vorschläge nicht vollständig den naturschutzfachlichen Schutzerfordernissen Rechnung tragen, da nicht annähernd das gesamte IBA-Gebiet westlich vor Sylt als SPA ausgewiesen werden soll. Zwar entspricht die Datenlage zur ornithologischen Bedeutung dieses großflächigen Gebiets wie auch anderer Gebiete der AWZ noch nicht flächendeckend dem für SPA-Ausweisungen

zugrunde zu legenden „Standard“ (zur Verteilung der relevanten Vogelarten auch die Karten 3-4a und 3-4b im Kartenanhang). Insoweit sind aber zumindest weitere Forschungen erforderlich und eine erneute Prüfung, ob die bestehenden SPA im Lichte neuer Erkenntnisse dem Schutzanspruch und den Ausweisungskriterien der Vogelschutz-Richtlinie (noch) genügen.

Auch im Ostseebereich decken die Fachvorschläge des BfN nicht alle IBA-Gebiete ab. In Anbetracht dessen, dass der EuGH die IBA-Publikationen als maßgeblichen fachgutachterlichen Beitrag zur Abgrenzung und Bewertung der SPA-Meldungen herangezogen hat (EuGH, Urteil vom 7. Dezember 2000, Rs. C-374/98), muss damit gerechnet werden, dass die EU-Kommission die begrenzte Berücksichtigung der IBA-Gebiete als eine Verletzung des Gemeinschaftsrechts verfolgen wird.

Hohes Schutzniveau

420. Ein effektiver Gebietsschutz kann nur dann erreicht werden, wenn Aktivitäten, die die Erhaltungsziele beeinträchtigen, in den Schutzgebieten weitestgehend ausgeschlossen sind. Die FFH-Richtlinie setzt mit dem Verschlechterungsverbot, der Verträglichkeitsprüfung und den strengen Ausnahmeregelungen (Tz. 409) insoweit einen grundsätzlich geeigneten Rahmen, der jedoch auch einer stringenten und strikten Umsetzung bedarf. Die von den Küstenländern vornehmlich bemühte nationale Schutzkategorie des Nationalparks fällt allerdings ebenso wie die HELCOM-BSPA (Tz. 407) hinter einen solchen strengen Schutzansatz zurück, was mindestens unter anderem dem Umstand geschuldet ist, dass die Nationalparkregime für die bisher von ihnen umfassten weitläufigen Natur- und Wirtschaftsräume gleichsam eine Art Raumordnungsfunktion übernehmen.

Ungeachtet dessen erscheint es sinnvoll, durch eine mit spezifischen gesetzlichen Restriktionen angereicherte Schutzkategorie des „Meersschutzgebietes“ den besonderen Erhaltungszielen mehr Gewicht zu verleihen (CZYBULKA, 2003, S. 333 f.; JANSSEN, 2002, S. 286 ff.). Die Umsetzung der FFH-Richtlinie hätte als Hebel zur Einführung eines solchen meeresspezifischen Schutzgebietes dienen können. Der allein im Hinblick auf die Umsetzung der FFH-Richtlinie in der AWZ eingeführte § 38 BNatSchG beschränkt sich dagegen auf die hergebrachten Gebietskategorien, zu denen er sogar noch zusätzlich allgemeine Vorbehalte insbesondere hinsichtlich der Schifffahrt formuliert.

Flankierung und Absicherung durch marine Raumordnung

421. Das Fehlen einer übergreifenden marinen Raumordnung erweist sich vor allem deshalb als eine wesentliche Schwächung des Gebietsschutzes, weil auf keiner Ebene die Gesamtheit der potenziell störenden Vorhaben in den Blick genommen, der gesamte Flächenbedarf für diese Nutzungen taxiert und unter Abwägung mit den konfligierenden Belangen anderer Nutzungen und des Meeresumweltschutzes bestimmten geeigneten, eher unempfindlichen Gebieten zugewiesen wird. In Ermangelung solcher übergreifenden Planungen fällt es aus örtlicher, auf Einzelvorhaben bezogener Sicht sehr schwer, – erstens – gegenüber lokalen Nutzungsansprüchen auf andere, besser geeignete Standorte zu verweisen und – zweitens – bezüglich überörtlicher Schutzgüter konkrete Eingriffsgrenzen und Erheblichkeitsschwellen zu definieren. Ohne eine übergreifende Flächenbewirtschaftung besteht grundsätzlich die Gefahr, dass bei konkreten Vorhaben geeignete Standortalternativen außer Betracht bleiben und schutzwürdige Habitate beziehungsweise Schutzgebiete durch den auf das jeweils einzelne Vorhaben beschränkten Blick sukzessive verkleinert werden.

Das beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) angesiedelte Genehmigungsverfahren zum Offshore-Winderenergiepark Butendiek bietet dafür ein anschauliches Beispiel (BSH, 2002). Darin war zu beantworten, wie viel Fläche des von dem Vorhaben betroffenen Seetaucher-Habitats beansprucht werden könne, ohne dass eine erhebliche Beeinträchtigung im Sinne der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie vorliegt und inwieweit gegebenenfalls die Verlegung aus dem Verbreitungsgebiet heraus als zwingende Alternative in Betracht komme. Mit Hinweis auf die beträchtliche Größe des Verbreitungsgebiets kam das BSH zu dem Ergebnis, dass der Flächenbedarf für den Windpark Butendiek nicht als erhebliche Beeinträchtigung des (potenziellen) Schutzgebiets zu werten sei. Ferner geht das Amt im Bescheid davon aus, dass eine Verlegung des Vorhabens aus dem Verbreitungsgebiet heraus keine Alternative, sondern ein anderes Vorhaben darstelle. Diese Feststellungen mögen vor dem Hintergrund der geltenden Rechtslage und fehlender übergreifender Gesamtplanung zwar durchaus vertretbar sein. Gleichwohl zeigt der Bescheid, dass übergreifende Flächenzuweisungen unter Berücksichtigung sowohl des gesamten Schutzflächenbedarfs als auch des gesamten voraussichtlichen Flächenbedarfs für den Windkraft-Ausbau und der dafür vorhandenen besonders geeigneten Gebiete fehlen. Nur eine solche übergreifende Abwägung kann zu insgesamt sach- und interessengerechten und damit auch zu weitgehend abschließenden Schutzflächenabgrenzungen führen, die keinem hohen Ausnahmedruck unterliegen.

3.5.2 Marine Raumplanung

422. Wenngleich mit einem konsequenten Reservatenschutz einige besonders schutzwürdige Lebensräume und Arten von intensivem Nutzungsdruck freigehalten werden können, erscheint es – wie vorstehend dargelegt – weder ausreichend noch sachgerecht, die räumliche Steuerung der vielfältigen Eingriffe auf eine negative Ausschlussplanung durch Reservate zu beschränken und im Übrigen auf eine den örtlichen Gegebenheiten Rechnung tragende planerische Abstimmung zu verzichten. Ebenso wenig sachgerecht ist es, Naturschutzgebiete mit gesamtplanerischen Aufgaben zu überfrachten, die schließlich den Schutzzweck überschatten.

Dass für Nord- und Ostsee in Anbetracht der vielfältigen sich überlagernden Nutzungsansprüche (siehe die Dar-

stellung in den Karten 3-5a und 3-5b im Kartenanhang) dringender Bedarf für eine flächendeckende, rechtsverbindliche Gesamtplanung besteht, wird in den Fachkreisen kaum noch bestritten. Wie an Land gilt längst auch für das Meer, dass ohne eine gesetzlich strukturierte und an Gemeinwohlziele gebundene, verbindliche Raumplanung die konkurrierenden Nutzungsansprüche nicht sachgerecht abgewogen, abgestimmt und in eine geordnete Entwicklung geführt werden können (WIRTZ et al., 2003, S. 157 ff.). Der geplante Windkraft-Ausbau hat die ohnehin bereits bestehenden vielfältigen Nutzungskonflikte noch wesentlich verschärft und den dringenden Bedarf einer Raumordnung noch deutlich erhöht (SRU, 2003a, S. 16). Die Internationale Nordseeschutzkonferenz hat dementsprechend in ihrer Bergen-Erklärung eine solche Raumordnung ausdrücklich gefordert und OSPAR dazu aufgefordert, ein international adaptionsfähiges Raumplanungskonzept für die Nordsee zu entwickeln (INK, 2002). Die regionalen Schutzregime des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens werden indessen dafür lediglich weite Maßstäbe setzen und im Übrigen nur die Koordinierung nationaler Planungen leiten, jedoch nicht die erforderlichen, verbindlichen örtlichen Nutzungszuweisungen treffen können. Dies wird Aufgabe der verantwortlichen Vertragsstaaten bleiben.

Der Umweltrat begrüßt insoweit sehr, dass der seit Oktober 2003 vorliegende Entwurf der Bundesregierung zur Novellierung des Baurechts (Entwurf eines Gesetzs zur Anpassung an die EU-Richtlinien, EAG-Bau, Bundestagsdrucksache 756/03 vom 17. Oktober 2003; numehr auch Bundestagsdrucksache 15/2250 vom 17. Dezember 2003) eine Ergänzung des Raumordnungsgesetzes dahin gehend vorsieht, dass zukünftig auch für die AWZ Raumordnungsgrundsätze und -ziele nach Maßgabe des Raumordnungsgesetzes festzusetzen sind. Die Regelung in § 18a des Entwurfes bietet nach Ansicht des Umweltrates eine belastbare rechtliche Grundlage für die überfällige marine Raumordnung. Im Sinne der zügigen, effizienten und kohärenten Umsetzung ist insbesondere zu begrüßen, dass die AWZ-Planung der Bundesebene, namentlich dem BMVBW und dem Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, zugewiesen wird (zur Kompetenzfrage siehe ERBGUTH, 2002).

423. Für die unerlässliche grenzüberschreitende Koordinierung liegt schließlich eine zentrale Verantwortung bei der EG. Die Gemeinschaft sollte durch eine Rahmenrichtlinie zur Meeresraumplanung möglichst für eine anschlussfähige und koordinierte Planung aller verantwortlichen Mitgliedstaaten sorgen und zugleich die Abstimmung durch ein eigenes Raumordnungskonzept für den marinen Bereich anleiten. Der Rat der EU und die Kommission haben den besonderen Bedarf einer marinen Raumplanung jedenfalls für den engeren Bereich der Küstenregionen auch schon seit längerem erkannt. So hat der Rat bereits in seiner Entschließung Nr. 94/C 135/02 vom 6. Mai 1994 zu einer Gemeinschaftsstrategie für ein integriertes Management der Küstengebiete (IKZM) nachdrücklich auf das dringende Bedürfnis einer planerischen Kooperation der Küstenländer, -regionen und -gemeinden im Hinblick auf die besonderen wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Herausforderungen des Küstenbereichs hingewiesen. Die EU-Kommission hat daran anknüpfend im Rahmen ihrer „Strategie für das Integrierte Küstenzonenmanagement“ (EU-Kommission, 2000d) und in ihrem Vorschlag für „Empfehlungen des Europäischen Parlaments und des Rates zur Umsetzung des integrierten Küstenzonenmanagements in Europa“ (EU-Kommission, 2000e) eine stärkere planerische Koordinierung der Akteure und Nutzungen im Küstenraum und auf den Küstenmeeren gefordert. Dem dringenden Bedarf einer formalen Meeresraumplanung werden diese Strategien und Empfehlungen zum IKZM allerdings nicht gerecht, weil sie zum einen auf den engeren Küstenbereich beschränkt bleiben und weil sie zum anderen eher auf eine freiwillige, proaktive Koordination setzen als auf verbindliche raumplanerische Rahmenvorgaben. So sollen zwar die Mitgliedstaaten nationale Strategien zur Umsetzung der Grundsätze eines integrierten Küstenzonenmanagements aufstellen (siehe Nr. IV der Empfehlungen, Eu-Kommission, 2000e); dies ist zweifellos ein wichtiger Schritt. Inwieweit sie dabei die räumlichen Koordinationsaufgaben durch planungsrechtliche Instrumente bewältigen, wird indessen ausdrücklich in das Ermessen der Mitgliedstaaten gelegt. Derart weiche Vorgaben werden dem evidenten Bedarf einer marinen Raumplanung nicht gerecht.

424. Auch das nationale IKZM betont die besonderen Kooperations- und Abstimmungserfordernisse und sucht dazu mit allen beteiligten Gesellschaftsgruppen zu möglichst optimalen Gesamtlösungen zu kommen. Freilich werden die Akzente dabei sehr unterschiedlich, zumeist aber auf Aspekte der wirtschaftlichen Entwicklung und des Küstenschutzes gesetzt (vgl. den Generalplan Küstenschutz des Landes Schleswig-Holstein, 2001, insbesondere S. 15 ff.).

Insgesamt können die Bemühungen um ein integriertes Küstenzonen-Management zu wesentlichen Teilen auch als ein Versuch gesehen werden, informalen Ersatz für das fehlende marine Raumplanungsrecht und Raumordnungsverfahren zu schaffen. Allerdings liegt das Schwergewicht des IKZM weniger auf einer planerischen, langfristigen Ordnung und Entwicklung des marinen Raumes als vielmehr auf einem kooperativen „Problem- und Interessenmanagement“ der konkurrierenden Nutzergruppen. Damit geht das IKZM zwar einerseits – je nach regionaler Ausgestaltung – in mancher Hinsicht deutlich über die klassischen Inhalte einer Raumplanung hinaus. Andererseits bleibt es im räumlichen Umfang, der Verbindlichkeit, Transparenz und Ordnungskraft auch weit hinter den Instrumenten des Raumordungsrechts zurück und kann daher keinen adäquaten Ersatz für eine formalisierte, rechtlich verbindliche Raumplanung bieten.

3.5.3 Regulierung, Zulassung und Überwachung lokaler Eingriffe

425. Unabhängig von den oben erörterten Instrumenten des besonderen Flächenschutzes muss auf See genauso wie auf dem Land durch ein adäquates Genehmigungsrecht flächendeckend gewährleistet werden, dass die

lokalen Nutzungen jeweils für sich genommen auf ihre Auswirkungen gründlich untersucht und dass sie schließlich (nur) unter möglichst strengen Anforderungen an die Umweltverträglichkeit zugelassen werden. Umweltverträglichkeitsprüfung, Genehmigungsvorbehalte und angemessene Mindestanforderungen an die Umweltverträglichkeit bilden insoweit wesentliche Voraussetzungen eines flächendeckend – nicht nur in besonderen Schutzgebieten – zu gewährleistenden Mindestschutzes gegenüber lokalen Eingriffen in die Meeresumwelt. Wie der nachfolgende Überblick über die Regelungslage in den einzelnen Eingriffskategorien zeigt, sind diese Voraussetzungen durch das geltende Recht und die heutige Praxis nicht durchgehend befriedigend erfüllt.

3.5.3.1 Übergreifende Steuerungsziele und -instrumente

3.5.3.1.1 Beste verfügbare Techniken und ökosystemarer Ansatz

426. Die Regulierung von punktuellen Eingriffen soll nach den Vorsorge-Grundprinzipien des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens am Stand der besten verfügbaren Techniken und zugleich am „ökosystemaren Ansatz“ ausgerichtet werden.

Der von der gemeinsamen Ministerkonferenz im Juni 2003 wiederum besonders hervorgehobene ökosystemare Ansatz (vgl. bereits die Bergen-Deklaration der 5. INK: INK, 2002b) zielt auf eine integrierte Betrachtung der marinen Ökosysteme, einschließlich ihrer Wechselbezüge und Funktionszusammenhänge (siehe im Einzelnen Tz. 496 ff.). Die menschlichen Aktivitäten sollen so ausgerichtet werden, dass diese Funktionszusammenhänge insgesamt möglichst erhalten bleiben. Um diesen Anspruch verwirklichen zu können, sollen kohärente und integrierte Qualitätsstandards (Ecological Qualitiy Objectives – EcoQOs) entwickelt werden, die es zum Schutze der marinen Ökosysteme einzuhalten gilt (OSPAR und HELKOM, 2003; INK, 2002b).

Mit dem Maßstab „Stand der Technik“ einerseits und dem „ökosystemaren Ansatz“ andererseits verfolgen die regionalen Schutzregime von OSPAR und HELCOM einen doppelten und nicht ohne weiteres kohärenten Vorsorgeansatz. Während die Belastungsminderung nach dem Stand der Technik eine quellenbezogene auf das technisch machbare beschränkte Vorsorgemaxime darstellt, ist der am Schutzgut orientierte ökosystemare Ansatz ersichtlich auf akzeptorbezogene Qualitätsstandards angelegt. Das Verhältnis dieser beiden Ansätze bleibt klärungsbedürftig insbesondere im Hinblick auf die avisierte Operationalisierung des ökosystemaren Ansatzes durch abstrakt-generelle Qualitätsstandards. Fraglich ist unter anderem, ob diese Standards lediglich als politische Zielgrößen formuliert werden sollen, die nach Maßgabe weiterer Umsetzungsprogramme (lediglich) insoweit anzustreben sind, als dies nach den gegebenen technischen Möglichkeiten möglich ist, oder ob damit verbindliche Mindest-Erhaltungsziele gemeint sind, die unabhängig von technischen Möglichkeiten zur Eingriffsminimierung notfalls auch dadurch einzuhalten sind, dass die betreffenden Aktivitäten reduziert werden oder ganz unterbleiben müssen. Gegenwärtig dürfte den verantwortlichen politischen Akteuren eher noch Ersteres vor Augen stehen, also die Entwicklung allgemeiner, nicht unmittelbar verbindlicher, sondern erst durch weitere Maßnahmen umzusetzender Erhaltungsziele. Da die Erkenntnisgrundlage zu den Funktionszusammenhängen der marinen Ökosysteme noch sehr lückenhaft ist, erscheint zudem auch diese politische Zielbestimmung einstweilen mehr als ein Appell an die Meeresforschung denn als zeitnah durchführbarer Vorsorgemaßstab.

Ungeachtet dessen kann kein Zweifel daran bestehen, dass das Gebot zur Vorsorge nach Maßgabe der besten verfügbaren Techniken nicht bedeuten kann und soll, dass jede Eingriffsfolge, die sich technisch nicht vermeiden lässt, mangels technischer Vermeidbarkeit bereits zulässig ist. Vielmehr müssen zur Erhaltung der Meeresumwelt zwangsläufig auch absolute Belastungsgrenzen gesetzt werden, die durch Nutzungen des Meeres nicht überschritten werden dürfen. In Anbetracht handgreiflicher Risiken kann damit nicht abgewartet werden, bis die Ökosystemzusammenhänge genügend aufgeklärt und ökosystemare, auf die Umweltqualität bezogene Schutzstandards gefunden sind.

Solange und soweit die ökosystemaren, integrierten Erhaltungsstandards fehlen, bleibt es folglich erforderlich, der Überlastung mariner Lebensräume durch vorläufige Vorsorgeziele entgegenzuwirken oder zumindest anhand geeigneter Kriterien im Einzelfall gewissenhaft abzuwägen, ob die jeweiligen potenziellen Auswirkungen auf die Meeresumwelt vertretbar erscheinen und erlaubt werden sollen oder nicht. Das gemeinsame Bekenntnis zu einer weitest möglichen Aufklärung und Schonung ökosystemarer Funktionszusammenhänge muss dabei aber nicht etwa (vorläufig) vollkommen außer Betracht bleiben. Bis zur Entwicklung genereller Qualitätsziele kann und muss ihm vielmehr dadurch Rechnung getragen werden, dass die zuständigen Stellen im Einzelfall die Auswirkungen auf die betroffenen Arten und Lebensräume durch eine gründliche Umweltverträglichkeitsprüfung so weit wie möglich aufklären und in ihrer Zulassungsentscheidung berücksichtigen. Das setzt die adäquate Ausgestaltung des anzuwendenden Zulassungsrechts, die Verfügbarkeit konkreter Beurteilungs- und Entscheidungsmaßstäbe, aber auch die Möglichkeit von Eingriffskompensationen voraus.

3.5.3.1.2 Weitere Erforschung der anthropogenen Einflüsse

427. Der Wissensstand über die Auswirkungen der menschlichen Aktivitäten und insbesondere der baulichen Eingriffe in das Meer und die Küstenlandschaft wird in den Fachkreisen als noch relativ niedrig erachtet (SÜNDERMANN, 2003). Die OSPAR-Kommission hat deshalb in ihrer „Strategie bezüglich des Schutzes und der Erhaltung der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt des Meeresgebiets“ von 1998 (OSPAR, 1998d, siehe auch Artikel 3 im diesbezüglichen Anhang V zum Übereinkommen) wie auch in der „Strategie für Umweltschutz-

ziele und Management-Mechanismen für Offshore-Aktivitäten“ einen deutlichen Akzent auf die weitere Erforschung der Umweltwirkungen gelegt (OSPAR, 1999, 3.2.). Letztere Strategie kündigte zugleich die Entwicklung konkreter Schutzziele und Schutzprogramme für das Ministertreffen 2003 an. Dieser Zeitrahmen konnte nicht eingehalten werden. Bisher liegen noch keine Entwürfe vor, die insoweit wesentliche Fortschritte versprechen.

Einige Erkenntniszuwächse sind den Forschungsvorhaben zu verdanken, die von der Bundesregierung im Zusammenhang mit dem geplanten Ausbau der Offshore-Windenergie initiiert worden sind (BMU, 2002a, b, c; KNUST et al., 2003). Diese Forschungsprojekte befassen sich einerseits mit dem Schutzgüterbestand und andererseits mit den möglichen Auswirkungen der Windkraft-Anlagen (SRU, 2003a). Wesentliche Beiträge zur genaueren Erforschung der Schutzgüter hat ferner das BfN im Rahmen seiner Gebietsvorschläge für die Schutzgebietsausweisung nach der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie geleistet (siehe zum aktuellen Stand der Forschungen jeweils die Internetseite des BfN zum Meeresumweltschutz: http://www.habitatmarenatura2000.de/). Gleichwohl bleibt ein erheblicher Ermittlungsbedarf insbesondere auch im Hinblick auf die spezifischen lokalen Einflüsse des jeweiligen Vorhabens beziehungsweise Eingriffs. Insoweit kommt der vorhabensbezogenen Umweltverträglichkeitsprüfung eine zentrale Bedeutung zu.

3.5.3.1.3 Umweltverträglichkeitsprüfung

428. Wesentlich weitreichender und konkreter als OSPAR hat HELCOM bereits für alle wesentlichen stationären Eingriffe die Durchführung einer umfassenden Umweltverträglichkeitsprüfung sowie teilweise auch spezifische Prüfungsprogramme beschlossen (HELCOM-Recommendation 18/2, 12. März 1997 – Offshore-Activities; Recommendation 19/1, 23. März 1998 – Marine Sediment Extraction; Recommendation 21/3, 20. März 2000 – Sustainable Tourism).

429. Europarechtlich bietet die UVP-Richtlinie 85/337/EWG in der Fassung der Änderungsrichtlinie 97/11/EG eine respektable, wenngleich verbesserungsfähige Basis für die marine Umweltverträglichkeitsprüfung. Zwar ist die Richtlinie mit ihrem ausschließlich vorhabensbezogenen Geltungsbereich prinzipiell auch auf See und auch in der AWZ anzuwenden beziehungsweise umzusetzen (JARASS, 2002, S. 49). Allerdings schreibt sie nicht für alle meeresschutzrelevanten Vorhaben zwingend eine UVP vor. So werden zum Beispiel unterseeische Kabel in den Anhängen der UVP-Richtlinie nicht erwähnt. Für Offshore-Windkraftanlagen sieht die UVP-Richtlinie ebenfalls keine zwingende UVP vor. Dieser Umstand wird für Deutschland allerdings dadurch gemildert, dass das deutsche UVPG die Windkraftparks zumindest ab einer Zahl von sechs Anlagen einer UVP-Vorprüfung und ab 20 Anlagen der zwingenden UVP-Pflicht unterwirft. Keine UVP-Verpflichtung gilt nach der UVP-Richtlinie ferner für den marinen Sand- und Kiesabbau sowie für Aufschüttungen (z. B. aus Baggergut). Hier überlässt es die Richtlinie den Mitgliedstaaten, nach Artikel 4 Abs. 2 i.V.m. Anhang II Schwellenwerte und Kriterien wie beispielsweise Senkungstiefen und Flächenbedarf zu bestimmen. Für die deutschen Meeresgewässer ergibt sich die UVP-Pflicht insoweit aus der Verordnung zur Umweltverträglichkeitsprüfung im Bergbau (UVP-V Bergbau, vom 13. Juli 1990, BGBl. I, S. 1420, geändert durch Artikel 5 der VO vom 10. August 1998, BGBl. I, S. 2 093) und den darin festgelegten Schwellenwerten.

430. Welchen Nutzen die UVP für den Meeresumweltschutz hervorbringt, hängt schließlich ganz maßgeblich zum einen von der Prüfungstiefe und zum Anderen davon ab, wie die Ergebnisse im Hinblick auf die Vorhabenszulassung eingestuft werden. Für beides gilt, dass letztlich nur durch konkrete Verwaltungsvorschriften und Handreichungen eine gleichmäßige, gründliche und den spezifischen Schutzgütern und Risiken Rechnung tragende UVP gewährleistet werden kann. Solche Anleitungen und Bewertungsmaßstäbe für die marine UVP müssten in Grundzügen zweckmäßigerweise bereits auf Ebene von OSPAR und HELCOM entwickelt und national durch das BfN zu Verwaltungshandreichungen ausgearbeitet werden.

431. Die vorhabensbezogene UVP setzt bei der Vorhabenszulassung auf einer Realisierungsebene an, auf der die Entscheidungen des „Ob“ und „Wo“ im Rahmen übergeordneter Programme und Planungen bereits weitestgehend gefallen sind. Dass daher bereits auf der Planungsebene eine geordnete Umweltprüfung stattfinden muss, um rechtzeitig die Belange der betroffenen Umwelt zu ermitteln und in den Entscheidungsprozess einzuführen, ist lange erkannt und mit der so genannten SUP-Richtlinie (Richtlinie 2001/42/EG vom 27. Juni 2001 über die Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme, ABl. EG Nr. L197/30 vom 21. Juli 2001, S. 30) sind die Mitgliedstaaten schließlich verpflichtet worden, eine strategische Umweltprüfung (SUP) einzuführen. Kernelement der durch die Richtlinie vorgegebenen SUP ist der Umweltbericht, der für umweltrelevante Programme zu erstellen ist. Er gewährleistet, dass die Umweltbelange in einem Mindestmaß bereits auf Programmebene ermittelt und berücksichtigt werden. Letzteres wäre unverkennbar auch bei größeren Planungen im Meeresraum erforderlich. Dies betrifft vor allem die Ausbaupläne der Bundesregierung zur Windenergie, aber auch Küstenbauprogramme sowie Pläne und Programme im Bereich der Fischerei. Die SUP-Richtlinie beruht indessen auf der Prämisse, dass großräumigen Vorhaben und Aktivitäten stets auch eine Planung in einem institutionellen Rahmen vorausgeht, an den die SUP anknüpfen kann. Wie oben (Tz. 422) dargelegt, existiert ein solcher institutionell ausgeprägter Planungsrahmen für den marinen Raum insbesondere jenseits der 12-Seemeilen-Zone noch nicht.

3.5.3.1.4 Genehmigung und Überwachung

Internationale und gemeinschaftsrechtliche Vorgaben

432. Genehmigungsvorbehalte und Überwachung sind die zentralen vorhabensbezogenen Steuerungsinstrumente. Nur durch präventive Kontrollen und ein adäquates Genehmigungsrecht kann gewährleistet werden, dass die besten verfügbaren Techniken zur Vermeidung und

Verminderung von negativen Auswirkungen auf die Meeresumwelt zum Einsatz kommen. Die Verpflichtungen von Artikel 9 des OSPAR-Übereinkommens sowie Artikel 3 und 12 des Helsinki-Übereinkommens, wonach die Vertragsparteien alle nur möglichen Maßnahmen zu ergreifen haben, um die Verschmutzung und Beeinträchtigung der Meeresumwelt (durch Offshore-Quellen) zu verhüten, beinhalten daher auch die Pflicht, meeresumweltrelevante Vorhaben einer präventiven staatlichen Kontrolle zu unterwerfen. Ein einheitliches Genehmigungsverfahren ist jedoch weder bei OSPAR noch durch HELCOM geregelt.

433. Auch die EU schreibt keine meeresspezifische Vorhabenszulassung vor. Wie auf dem Land gilt zwar auch auf See – und auch in der AWZ – die IVU-Richtlinie zwingend für die vom Anhang dieser Richtlinie erfassten Anlagen. In dem Anhang ist jedoch keine der relevanten Offshore-Tätigkeiten aufgeführt. Von daher fehlt offensichtlich ein gemeinschaftsrechtliches Gebot, Bohrinseln, Abgrabungen, Deichungen, Windkraftanlagen und ähnliche Vorhaben einem umweltrechtlichen Genehmigungsvorbehalt zu unterwerfen. Das ist zwar insoweit konsequent, als es sich nicht um klassische Industrieanlagen handelt. Gleichwohl erscheint ein umweltrechtlicher Zulassungsvorbehalt im Hinblick auf die spezifischen Umweltrisiken unbedingt geboten. Daher sind die EU, zumindest aber auch die Anrainerstaaten aufgerufen, die erforderlichen Rechtsgrundlagen („freiwillig") zu normieren und durchzusetzen.

Die nationale Rechtslage

434. Die national anzuwendenden Genehmigungstatbestände und Regelwerke variieren. Hinsichtlich der durch Vorhaben betroffenen Räume und der für die Zulassung zuständigen Stellen sind drei Vorhabengruppen zu unterscheiden:

Auf Vorhaben im Küstenmeer (bis zur 12-Seemeilen Grenze) findet grundsätzlich das gleiche Genehmigungsrecht Anwendung wie an Land. Beispielsweise bedürfen daher nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz in Verbindung mit Nr. 1.6 der 4. BImSchV Windfarmen mit drei bis fünf Anlagen einer vereinfachten und mit sechs oder mehr Anlagen einer vollumfänglichen immissionsschutzrechtlichen Genehmigung. Im Rahmen dieser Genehmigung sind ferner die relevanten Vorschriften des Bauordnungsrechts und sonstige einschlägige Bestimmungen des Bundes- und Landesrechts, insbesondere auch die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung, zu beachten (Tz. 442).

Bei Vorhaben in der AWZ ist danach zu unterscheiden, ob es sich um Anlagen zum Aufsuchen, Gewinnen und Aufbereiten von Bodenschätzen handelt oder nicht. Die ersteren so genannten Anlagen des Bergwesens, einschließlich der Sand- und Kiesentnahme sowie für Unterwasserkabel, Transit-Rohrleitungen und Forschungshandlungen, unterliegen auch auf dem gesamten – mit der AWZ identischen – Festlandsockel der Bundesrepublik dem Bundesbergrecht mit seiner spezifischen zweistufigen Zulassung, der Aufsuchung- und Gewinnungsberechtigung (Bergrechtsamtswesen) zum einen sowie der konkreten Aufsuchungs- und Gewinnungstätigkeiten im Betriebsplanverfahren zum anderen.

Für Vorhaben, die nicht dem Bergwesen zugehören und der Energieerzeugung aus Wind, Wasser oder Strömung oder anderen wirtschaftlichen Zwecken dienen (relevant sind de facto heute nur die Windkraftanlagen) gilt in der AWZ ausschließlich die Seeanlagenverordnung. Nach § 2 SeeAnlV bedürfen die Errichtung und der Betrieb solcher Anlagen einer Genehmigung durch das Bundesamt für Hydrographie (BSH). Das Vorhaben ist gemäß § 3 SeeAnlV zu versagen, wenn es die Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs beeinträchtigt oder die Meeresumwelt gefährdet. Eine Gefährdung der Meeresumwelt besteht nach Satz 2 dieser Vorschrift insbesondere dann, wenn „eine Verschmutzung der Meeresumwelt zu besorgen ist oder der Vogelzug gefährdet wird". Liegt keiner dieser Versagungsgründe vor, so ist die Genehmigung zwingend zu erteilen. Die Genehmigung ist damit als gebundene Zulassungsentscheidung ausgestaltet worden, dem BSH wird keinerlei Ermessen oder planerische Gestaltungsmacht eingeräumt; es hat lediglich zu prüfen, ob einer der Versagungsgründe vorliegt.

Bewertung – Fehlen eines besonderen Meeresanlagen-Zulassungsrechts

435. An dem sehr heterogenen nationalen Zulassungsrecht ist insgesamt zunächst positiv zu bemerken, dass es nahezu lückenlos alle relevanten Nutzungen zumindest erfasst und weitgehend auch einer staatlichen präventiven Kontrolle unterstellt. Dabei setzen die einschlägigen Zulassungstatbestände regelmäßig – in unterschiedlichen Wendungen – auch die Beachtung von Umweltbelangen voraus. Im Übrigen bestehen jedoch erhebliche Defizite, die auch eine effiziente Durchsetzung der Meeresschutzbelange erschweren:

Insgesamt fehlen die erforderlichen raumplanerischen Vorgaben zur Koordinierung der konfligierenden Nutzungen beziehungsweise Belange. Der evidente Bedarf einer marinen Nutzungsordnung wurde bereits oben (Tz. 422) erörtert.

Im Küstenmeer sind die dort prinzipiell rechtsgültigen allgemeinen Zulassungs- und Regelungstatbestände des nationalen Umweltrechts regelmäßig auf Anlagen des Festlands zugeschnitten und passen daher vielfach nicht auf die besonderen Konflikte seeseitiger Vorhaben. Daher besteht schon über die Anwendbarkeit beziehungsweise Übertragung der vielfältigen Vorschriften häufig keine Klarheit. Die Anwendbarkeit auf Meeresflächen ist überwiegend nicht explizit geregelt.

436. Was zunächst das Bauplanungsrecht betrifft, so bietet dies zweifellos ein effektives Instrumentarium zur Freihaltung und Bewahrung natürlicher Uferstreifen. Eine planerische Gestaltung durch die Gemeinden scheidet jedoch in der Regel aus, weil sie nur für das Gemeindegebiet in Betracht kommt, welches aber nach den Gemeindeordnungen der Küstenländer regelmäßig an der mittleren Tidelinie endet. Fraglich bleibt aber, ob jenseits

dieser Grenze zumindest § 35 BauGB Anwendung findet (bejahend ZIMMERMANN, 2003, S. 136 f.), was wiederum vor allem für Windkraftanlagen von Bedeutung ist. Windenergieanlagen sind gemäß § 35 Abs. 1 Nr. 6 BauGB zwar privilegierte – also grundsätzlich auch im Außenbereich zulässige – Anlagen. Indessen gilt nach § 35 BauGB als Zulassungserfordernis, dass die Erschließung gesichert sein muss, und dass „die natürliche Eigenart der Landschaft und ihr Erholungswert“ nicht beeinträchtigt oder das Landschaftsbild verunstaltet werden darf. Dieser Tatbestand dürfte großen Anlagenparks in unmittelbarer Küstennähe durchaus entgegenstehen. Eine Errichtung im engeren Küstenstreifen ist indessen auch durch landesnaturschutzrechtliche Bestimmungen weitgehend ausgeschlossen worden (§ 11 Abs. 1 Satz 1 LNatSchG Schleswig-Holstein; § 19 LNatSchG Mecklenburg-Vorpommern).

437. Bezüglich der Windkraftanlagen ist es gerade im Küstenbereich evident wichtig, dass im Wege der Landes- und Regionalplanung Eignungsgebiete mit Ausschließlichkeitswirkung festgelegt und damit die Anlagen in Abstimmung mit sonstigen konfligierenden Nutzungen gebündelt werden. Im Unterschied zu den Planungsinstrumenten des Bauplanungsrechts erstrecken sich die Instrumente des Raumordnungsrechts durchaus auch auf das Küstenmeer, sind jedoch bisher noch kaum genutzt worden, obwohl die Notwendigkeit einer raumplanerischen Nutzungsordnung gerade für das intensiv genutzte Küstenmeer offensichtlich und in den Fachkreisen durchgehend anerkannt ist. Bisher hat, soweit ersichtlich, nur Schleswig-Holstein eine Raumplanung für sein Küstenmeer beschlossen, allerdings ausschließlich bezüglich der Windenergie. Die Ministerkonferenz für Raumordnung hat daher durch Beschluss vom 3. Dezember 2001 die Küstenländer aufgefordert, für die 12-Seemeilen-Zone Raumordnungspläne zu erlassen und den Bund gebeten, in Abstimmung mit diesen Ländern die Raumordnung auch auf die AWZ auszudehnen. Das integrierte Küstenzonen-Management bildet insoweit zwar ein wichtiges Element einer marinen Raumgestaltung, aber – wie oben bereits dargelegt (Abschnitt 3.5.2) – keinen vollwertigen Ersatz für eine rechtlich verbindliche, transparente Gesamtplanung.

438. Die technische Regulierung und Zulassung ist je nach Art und Ausmaß des Vorhabens aufgeteilt auf das Bauordnungsrecht, das Bergrecht, das Wasserrecht, das Wasserstraßenrecht, das Immissionsschutzrecht und das Naturschutzrecht sowie besonderes Küstenschutzrecht der Länder. Ihrem sachlichen Bezug entsprechend, legen diese Regelwerke mehr oder weniger Gewicht auf den Umweltschutz und enthalten wiederum nur zum Teil Ermessensgrundlagen, die eine planerische Abwägung und Gestaltung zur Abstimmung mit den Belangen unter anderem des Meeresumweltschutzes ermöglichen. Insbesondere sieht auch das Wasserhaushaltsgesetz weder einen einheitlichen, alle wesentlichen baulichen Eingriffe im Bereich des Küstenmeers erfassenden Zulassungstatbestand, noch spezifische dem Meeresumweltschutz gewidmete Zulässigkeitsvoraussetzungen vor. So unterfällt zum Beispiel der Bau von Windkraftanlagen im Küstenmeer weder dem Tatbestand der Gewässerbenutzung noch dem eines Gewässerausbaus. Im Hinblick auf

- das spezifische Problemfeld Meeresumweltschutz,
- die spezifischen Konfliktfelder im Küstenmeer,
- den neuen zunehmend gravierenden Nutzungsdruck durch den Windkraft-Ausbau,
- die Effizienz und Zentrierung der Zulassungsverfahren und -entscheidungen und
- das Erfordernis einer zentralen Abstimmung und Koordinierung unter den vielfältigen Schutz- und Nutzungsansprüchen

erscheint dieses zersplitterte, unspezifische Genehmigungsrecht für die Regulierung von Vorhaben im Küstenmeer in hohem Maße inadäquat. Zu Recht wird daher gerade auch für das Küstenmeer die Schaffung eines spezifischen Genehmigungstatbestands und Anforderungsprofils gefordert (ZIMMERMANN, 2003, S. 140). Diese Forderung muss sich aber auch auf die AWZ erstrecken:

439. Das auf die meisten Offshore-Aktivitäten anzuwendende Bergrecht ist im Hinblick auf die Belange des Meeresumweltschutzes sehr allgemein gehalten. Nach dem einschlägigen § 49 Nr. 4 BBergG ist die Aufsuchung von Bodenschätzen nur insoweit zulässig, als sie nicht „die Pflanzen- und Tierwelt sowie die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts unangemessen beeinträchtigt“, wobei gemäß § 55 Abs. 1 Nr. 13 sicherzustellen ist, „dass sich die schädigenden Einwirkungen auf das Meer auf ein möglichst geringes Maß beschränken“. Nach dieser Bestimmung unterliegt es in beträchtlichem Umfang der behördlichen Beurteilung, ob und inwieweit Umwelteinwirkungen als „angemessen“ zu tolerieren sind oder nicht (KÜHNE, 1996, S. 315). Wenn zudem aus den Reihen des zuständigen Oberbergamtes vertreten wird, diese Beurteilung habe unter Berücksichtigung des Gesetzeszweckes vor allem im Sinne der Förderung des Bergbaus und der Betriebssicherheit zu erfolgen (KÜHNE, 1996, S. 316), lässt dies besorgen, dass unter diesen vagen Bestimmungen die Belange des Meeresumweltschutzes in den Händen der Bergbauverwaltung nicht gut aufgehoben sind. Insoweit wiegt das Fehlen konkreter ökologischer Zulassungskriterien und Umweltschutz-Leitlinien besonders schwer. Die Umweltbestimmungen der Festlandsockel-Bergverordnung beseitigen dieses prinzipielle Defizit nicht, da sie zwar wichtige Sorgfaltspflichten (Abfallbeseitigungsverbot, Störfallvorsorge) enthalten, jedoch keine konkreten Anforderungen an die Umweltverträglichkeit der zuzulassenden Anlagen. Im Übrigen erscheint es dem Umweltrat angemessen, einer Umweltfachbehörde zumindest ein Mitentscheidungsrecht einzuräumen und nicht lediglich – wie nach geltender Rechtslage beziehungsweise Praxis – die Verfahrensbeteiligung.

440. Wesentliche Mängel der für die übrigen nicht dem Bergwesen zuzurechnenden Anlagen geltenden Seeanlagenverordnung liegen zum einen in der Abstraktheit ihrer umweltbezogenen Genehmigungsvoraussetzungen und zum anderen in der fehlenden Verankerung eines planerischen Ermessens beziehungsweise im Fehlen planerischer Gestaltungsspielräume, die dem zuständigen BSH

eine räumliche Bündelung auf unempfindlichen Flächen ermöglichen würden (SRU, 2003a, S. 13 ff. sowie unten zum Offshore-Windkraft-Ausbau, Tz. 449 f.).

441. Alles in allem fehlt nach Ansicht des Umweltrates ein spezielles marines Umweltgenehmigungsrecht, das die Genehmigung mit adäquaten Zulassungstatbeständen und konkretisierenden Handreichungen in das Bewirtschaftungsermessen einer spezialisierten Umweltverwaltung legt. Ein solches einheitliches besonderes Zulassungsrecht für marine Projekte im Küstenmeer und in der AWZ könnte der Sachnähe entsprechend in einem eigenen Abschnitt des Wasserhaushaltsgesetzes entwickelt werden. Der Genehmigungstatbestand hätte alle Vorhaben zu erfassen, die sich auf die Meeresumwelt, auf die biologischen und auf die sonstigen Funktionen beziehungsweise Nutzungen des Küstenmeeres oder der AWZ nachteilig auswirken können. Den zuständigen Behörden sollte ferner ein planerisches Ermessen eingeräumt werden, dass sie – durch konkrete untergesetzliche Maßstäbe geleitet – in die Lage versetzt, die Nutzungen und Schutzbelange der Meeresflächen optimierend einander zuzuordnen. Insoweit müssen aufgrund der weitreichenden Zusammenhänge und Wechselwirkungen und der komplexen Integrationsaufgabe ähnliche Bewirtschaftungsgrundsätze greifen wie gegenüber der Gewässerbenutzung auf dem Festland. Ein solcher integrierter meeresbezogener Genehmigungstatbestand erscheint auch in Anbetracht der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung erforderlich, wie nachfolgend dargelegt wird.

3.5.3.1.5 Eingriffsregelung und Kompensationen

442. Mit dem Gebot, erhebliche Eingriffe in Natur und Landschaft möglichst zu vermeiden und, falls unvermeidbar, vorrangig auszugleichen oder in sonstiger Weise zu kompensieren, bildet die so genannte naturschutzrechtliche Eingriffsregelung (§ 19 BNatSchG) nicht nur eine elementare Grundlage für die Ermittlung und Berücksichtigung der jeweiligen Umweltauswirkungen, sondern auch eine wichtige Flexibilisierung bei der Bewältigung der Umweltkonflikte. Das gilt wie an Land so auch für Eingriffe in die Meeresumwelt. Da die Ermittlung und abwägende Berücksichtigung der Meeresumweltbelange in den derzeit maßgeblichen, im Wesentlichen festlandbezogenen Zulassungsregelungen nur geringfügigen Raum erhält, erscheint es um so wichtiger, dass die Eingriffsregelung gleichsam kompensierend auch seeseitig umgesetzt wird. Insoweit gilt allerdings in besonderem Maße, was der Umweltrat in seinem Sondergutachten zum Naturschutz bereits für die landseitige Umsetzung konstatiert hat: Es bedarf konkretisierender Verwaltungsstandards bezüglich der Ermittlung, Bewertung und des Ausgleichs von Eingriffen. Andernfalls fehlen noch weit mehr als an Land die Maßstäbe, die eine effektive und dem Erkenntnisstand entsprechend sachgerechte Anwendung der Eingriffsregelung gewährleisten (SRU 2002a, Tz. 335). Die Begleitforschungen zum Ausbau der Offshore-Windkraftnutzung werden hierfür viele wertvolle Erkenntnisse generieren. Diese Erkenntnisse gilt es sodann für eine seeseitige Anwendung der Eingriffsregelung fruchtbar zu machen.

443. Die landseitigen Erfahrungen mit der Eingriffsregelung haben im Übrigen gezeigt, dass die effiziente Umsetzung für den Naturschutz eine naturschutzfachliche, ortsübergreifende und gesamtplanerisch abgestimmte „Ausgleichsstrategie“ voraussetzt, die es ermöglicht, Ausgleichspflichten aus mehreren Vorhaben auf bestimmte Ausgleichsprojekte zu bündeln und abzustimmen. Von daher ist die Eingriffsregelung auch auf eine dahin gehende räumliche Gesamtplanung und naturschutzrechtliche Fachplanung angewiesen. Ansätze dafür bieten zwar die Wattenmeer-Nationalparkregelungen. Eine entsprechende flächendeckende Planungspflicht besteht indessen nicht.

444. Die Eingriffsregelung nach § 19 BNatSchG und den konkretisierenden Landesnaturschutzgesetzen ist geltendes Recht für das Küstenmeer, nicht jedoch in der AWZ (KLINSKI, 2001, S. 21). Hinsichtlich ausnahmsweise – wegen überragender öffentlicher Interessen – zuzulassender Eingriffe in FFH- und Vogelschutz-Gebiete greift dort allerdings prinzipiell die Ausgleichspflicht nach dem FFH- und Vogelschutz-Recht der EG ein, nach der erhebliche Eingriffe grundsätzlich unterbleiben sollen und im Übrigen zumindest durch Ausgleichsmaßnahmen zu kompensieren sind (CZYBULKA, 2001). Dazu ist anzumerken, dass eine Kompensationspflicht für gravierende Eingriffe in die marinen Ökosysteme auch außerhalb von FFH-Gebieten zumindest wünschenswert erscheint und entsprechende Initiativen besonders von OSPAR und HELCOM erwogen werden sollten. Ferner bedarf es gerade auch für die Umsetzung der FFH-Ausgleichsregelung in der AWZ einer meeresbezogenen Substantiierung durch Verwaltungsstandards.

3.5.3.1.6 Transparenz über Aktivitäten und Umweltwirkungen

445. Zentrale Voraussetzungen für eine sachgerechte, an den jeweiligen Erkenntnisstand eng angebundene Regulierung und Zulassung von Vorhaben auf See sind Transparenz bezüglich der bestehenden und geplanten Aktivitäten, eine intensive Erforschung der Auswirkungen und eine möglichst effektive Kooperation zwischen den Anrainerstaaten. OSPAR und HELCOM haben dazu zwar bereits einiges beigetragen. Gleichwohl erscheint die verfügbare Daten- und Erkenntnislage noch relativ lückenhaft. Eine zentrale, umfassende Zusammenstellung der verfügbaren Materialien zu den wesentlichen Nutzungsformen beziehungsweise Anlagenarten und deren meeresökologischer Beurteilung existiert zurzeit noch nicht. Dokumente dieser Art sind zwar von OSPAR bereits 1999 (OSPAR, 1999. Nr. 3.2) angekündigt, jedoch noch nicht veröffentlicht worden. Von daher bietet sich den verantwortlichen Entscheidungsträgern hinsichtlich der mit den einzelnen Eingriffstypen verbundenen Umweltrisiken nach wie vor ein recht diffuses, von zahlreichen privaten und öffentlichen Forschungsergebnissen und Veröffentlichungen geprägtes Bild.

3.5.3.2 Offshore-Anlagen

446. Bei der Steuerung von Offshore-Aktivitäten steht neben dem planerischen Ausschluss solcher Anlagen aus besonders wertvollen oder empfindlichen Meeres(schutz)gebieten vor allem die Verminderung der Umweltbeeinträchtigungen durch schadstoff-, insbesondere öl- und PCB-haltige Bohrrückstände von Ölplattformen (Schlämme und Bohrklein) im Vordergrund.

Im Hinblick auf die von Offshore-Förderanlagen ausgehenden Öl- und Schadstoffverschmutzungen sowie nichtstofflichen Beeinträchtigungen der Meeresumwelt (siehe Abschnitt 2.1.6 und 2.2.6) haben OSPAR und HELCOM zahlreiche Maßnahmen beschlossen beziehungsweise empfohlen (Tabelle 3-13).

Die Gegenüberstellung der jeweiligen Maßnahmen zeigt bereits einigen weiteren Handlungsbedarf überwiegend auf der OSPAR-Seite. Insbesondere fehlt dort ein Beschluss, dass Offshore-Aktivitäten nicht in besonderes schutzwürdigen und empfindlichen Gebieten zugelassen werden sollen. Außerdem fehlen klare Vorgaben zur Umweltverträglichkeitsprüfung, während HELCOM im Anhang zur Empfehlung 18/2 dazu sogar ganz konkrete Prüfungsgegenstände und Kriterien aufführt. Zu begrüßen ist allerdings der OSPAR-Ansatz für ein Offshore-Umweltmanagementsystem. Dieser Ansatz sollte auch auf nationaler Ebene weiterverfolgt werden, wenngleich er hier weniger für die – in deutschen Gewässern wenig bedeutsame – Öl- und Gasförderung als vielmehr für Windkraft-Anlagenparks Bedeutung erhalten könnte.

447. Im Bereich der nationalen Umsetzung erscheint zunächst positiv, dass die UVP-V Bergbau eine Umweltverträglichkeitsprüfung für Förderanlagen weitgehend sicherstellt. Die wesentlichen Forderungen von OSPAR und HELCOM zur Vermeidung von Abfall- und Öleinträgen sind durch die Festlandsockelverordnung umgesetzt worden. Die Verordnung lässt die Einleitung von Produktionswasser ab einem Ölgehalt von maximal 30 mg/l unter der Bedingung zu, dass keine verhältnismäßigen Maßnahmen zur weiteren Minderung des Ölgehalts getroffen werden können. Dies erscheint dem Umweltrat unter Berücksichtigung der gegenwärtigen geringen Bedeutung für die deutschen Meeresgewässer akzeptabel, wenngleich die Regelung nicht vollends der HELCOM-Empfehlung (15 mg/l) gerecht wird.

Defizitär ist das nationale Recht insbesondere darin, dass – wie bereits oben dargelegt (Tz. 434 ff.) – spezifische Zulassungsanforderungen und Umweltverträglichkeitskriterien für den Meeresumweltschutz fehlen, die die Genehmigungsentscheidung unter meeresökologischen Gesichtspunkten sachgerecht und transparent anleiten. Die zentrale Zulassungsbedingung von § 55 Abs. 1 Nr. 13 BBergG, dass Einwirkungen auf das Meer auf ein geringstmögliches Maß zu beschränken sind, kann eine dahin gehende Genehmigungspraxis nicht gewährleisten.

Tabelle 3-13

OSPAR- und HELCOM-Maßnahmen zu Offshore-Anlagen

OSPAR (Beschluss 2000/3; Empfehlung 2001/1, 2003/5)	HELCOM (Empfehlung 18/2)
– Einführung eines Umweltauditing-Systems für Offshore-Anlagen, – Verpflichtung der Vertragsstaaten, die Ölemissionen aus Produktionswasser bis 2006 gegenüber 2000 um 15 % zu vermindern, – Null-Emissions-Ziel für Neuanlagen ab 2002, – Verbot von Einleitungen von Produktionswasser, sofern der Ölanteil mehr als 40 mg/l beträgt (ab 2006: 30 mg/l), – Genehmigungspflichtigkeit des Gebrauchs von Bohrspülungen mit organischer Phase (OPF), – verbindliches Kontrollsystem für den Gebrauch und die Verminderung der Bohrspülungen, – Verbot dieselölbasischer Bohrspülungen, – Offshore-Entsorgung von mit durch OPF-Bohrspülung verunreinigtem Bohrklein nur zulässig, wenn Verunreinigung weniger als 1 % der Masse.	– vollständiges Verbot der Förderaktivitäten in den HELCOM-Schutzgebieten (vgl. dazu Tz. 407), – umfassende Umweltverträglichkeitsprüfung für alle neuen Förderaktivitäten sowie ein begleitendes Monitoring der Wassersäule und des Benthos in der Umgebung der Förderanlagen, – Vermeidung des Gebrauchs ölbasischer Bohrspülungen und, soweit doch ölbasische Bohrspülungen zum Einsatz kommen, Entsorgung an Land, – Entsorgung des Bohrkleins an Land, – Verbot der Einleitung von so genanntem Produktionswasser, sofern der Ölanteil nicht weniger als 15 mg/l beträgt.
	SRU/SG 2004/Tabelle 3-12

Eine weitere Umsetzungsschwäche weist das nationale Recht hinsichtlich des HELCOM-Gebotes auf, keine Offshore-Aktivitäten in Schutzgebieten zuzulassen. Denn wenngleich nach § 48 Abs. 1 BBergG gegenüber der bergrechtlichen Zulassung auch solche Vorschriften Beachtung finden sollen, die – wie naturschutzrechtliche Schutzgebietsbestimmungen – auf einem im öffentlichen Interesse geschützten Grundstück bergbauliche Tätigkeiten verbieten, bleiben durch die so genannte Rohstoffsicherungsklausel von § 48 Abs. 1 Satz 2 BBergG erhebliche Ermessensspielräume dafür eröffnet, bergrechtliche Tätigkeiten trotz bestehender Schutzgebietsbestimmungen zuzulassen (HOPPE, 1987, S. 757). Aufgrund dieser bundesrechtlichen Bestimmung können die Bundesländer bergrechtliche Aktivitäten durch naturschutzrechtliche Schutzgebietsfestsetzungen prinzipiell nicht vollständig ausschließen. Zu Recht wird eine Einschränkung der Rohstoffsicherungsklausel jedenfalls für den Bereich von Meeresschutzgebieten gefordert (SCHÜTTE, 2000, S. 263). Wegen der sehr geringen Bedeutung der deutschen Meeresgebiete für die Rohstoffgewinnung besteht für eine Anwendung dieser Klausel auf Meeresschutzgebiete kein Bedarf; im Gegenteil müssen dringend empfindliche Meeresgebiete gegen störende Eingriffe abgesichert werden.

448. Weiterer nicht unwesentlicher Steuerungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Beseitigung der Offshore-Installationen nach ihrer Außerbetriebnahme. Veranlasst durch die breite öffentliche Debatte um die Entsorgung der Ölplattform „Brent Spar“ regelt der OSPAR-Beschluss 98/3 die Entsorgung von Offshore-Anlagen dahin gehend, dass das Versenken oder Zurücklassen von Teilen der Anlage vollständig verboten werden soll. Für besonders schwere Anlagen von mehr als 10 000 Mg sieht der Beschluss allerdings eine Ausnahmemöglichkeit vor, wobei zuvor alle Vertragsparteien des Übereinkommens zu konsultieren sind.

Im Anwendungsbereich des deutschen Bergrechts (Küstenmeer und AWZ, siehe Tz. 434) gilt nach § 55 Abs. 1 BBergG für den zur Betriebseinstellung erforderlichen Abschlussbetriebsplan die Maßgabe, dass die betrieblichen Einrichtungen bis zum Meeresgrund vollständig zu beseitigen sind. Ein lediglich teilweiser Rückbau oder die Versenkung der Anlage auf den Meeresboden ist damit als Lösung des Entsorgungsproblems ausnahmslos ausgeschlossen (KÜHNE, 1996).

3.5.3.3 Insbesondere: Der Ausbau der Offshore-Windenergie

449. Der von der Bundesregierung geplante massive Ausbau der Windenergienutzung auf See kann in nahezu jeder Hinsicht als Beispiel für die politischen und rechtlichen Herausforderungen und für die bestehenden Defizite beim Schutz der marinen Lebensräume dienen. Zu den umweltpolitischen Risiken und Steuerungsfragen dieser umfangreichen Bauvorhaben der Nordsee hat der Umweltrat bereits eine gesonderte Stellungnahme veröffentlicht (SRU, 2003a), deren Kernaussagen weiterhin aktuell sind.

Das Projekt und seine ökologischen Risiken

450. Durch die Nutzung der Windenergie auf See kann ein erheblicher Beitrag zu einer klimaverträglichen und unabhängigen Energieversorgung geleistet werden. Deshalb strebt die Bundesregierung für die kommenden Jahre eine zügige Erschließung insbesondere der deutschen Nordsee durch großflächige Windkraftanlagenparks an (die Flächen, für die bereits Projekte beantragt wurden sind in den Karten 3-6a und 3–6b im Kartenanhang dargestellt). In ihrer „Strategie zur Windenergienutzung auf See“ hat die Bundesregierung ein ehrgeiziges stufenweises Ausbauprogramm beschlossen (Bundesregierung 2002a, 2002b). Nach diesen Plänen sollen Offshore-Windparks bis zum Jahr 2025 beziehungsweise 2030 einen erheblichen Anteil des deutschen Stromverbrauchs abdecken (ca. 70 bis 85 TWh/a, entsprechend rund 15 % des Stromverbrauchs des Jahres 1998, Bundesregierung 2002a, S. 7 f.). Mittelfristig sollen in Nord- und Ostsee bis 2006 insgesamt mindestens 500 MW, bis 2010 etwa 2000 bis 3000 MW installiert werden (Koalitionsvereinbarung, 2002).

Die Befürchtung liegt nahe, dass ein Ausbau solchen Umfangs ganz erhebliche Auswirkungen auf die betroffenen Naturgüter mit sich bringen kann (siehe SRU, 2003a, S. 2 f.). Als wesentliche Umweltrisiken des Projekts gelten:

- Die Störungs-, Verschmutzungs- und Vertreibungswirkungen in der Bauphase. Insoweit wird insbesondere befürchtet, dass die erheblichen Schallemissionen, die durch das Einrammen der Fundamente in den Meeresboden erzeugt werden, bei den empfindlichen Meeressäugern Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe zu Hör- und Orientierungsschäden sowie zur Vertreibung aus ihren angestammten Revieren führen könnten. Durch Sedimentaufwirbelungen und Trübungsfahnen, die nicht nur beim Bau der Anlagen, sondern auch bei der Verlegung der Anschlussleitungen entstehen, könnten ferner Benthos und Fische zumindest temporär geschädigt werden.
- Die möglichen Auswirkungen der Anlagen auf den Vogelzug. Die Nordsee ist Rast- und Überfluggebiet für zahlreiche Zugvogelarten. Diese Vögel könnten vor allem durch die direkte Kollision mit den Windenergieanlagen, aber auch durch die Barrierewirkung großflächiger Windparks beeinträchtigt werden. Für rastende Vögel kommt noch die störende Wirkung der Anlagen selbst sowie der Bautätigkeiten in der Errichtungsphase hinzu.
- Die dauerhaften Veränderungen der Meeresmorphologie und Geologie. Sie führen möglicherweise zu Veränderungen bei Strömungsverhältnissen, Sedimenttransporten und insbesondere auch zu einer Veränderung des Artenspektrums durch die mit den Fundamenten eingebrachten – in den flachen Regionen der Nordsee natürlicherweise kaum vorhandenen – Hartsubstrate.
- Das gesteigerte Unfallrisiko für Schiffe mit umweltgefährdender Fracht. Wie der Unfall der „Prestige“ wieder vergegenwärtigt hat, kommt dem Kollisionsrisiko

wegen seines enormen Schadenspotenzials eine große Bedeutung zu (SRU, 2003a).

Aufgrund der vielfach noch unerforschten meeresökologischen Zusammenhänge besteht über derartige mögliche Auswirkungen noch wenig Gewissheit. Darüber können aufgrund der sehr unterschiedlichen örtlichen Verhältnisse auch nur bedingt allgemeine Aussagen getroffen werden. Vielmehr gehört zu der erforderlichen Umweltverträglichkeitsanalyse besonders auch die Ermittlung der örtlichen Sensibilitäten. Vor diesem Hintergrund kommt es ersichtlich darauf an, beim Ausbau der Offshore-Windkraftnutzung behutsam schrittweise vorzugehen und insbesondere zunächst nur in solchen Gebieten Anlagenparks zuzulassen, die sich aus heutiger Sicht besonders unempfindlich und ökologisch weniger wertvoll darstellen. Um solche Gebiete zu ermitteln und insgesamt eine bessere Einschätzung der potenziellen Umweltauswirkungen zu erlangen, hat die Bundesregierung zahlreiche Begleitforschungsprojekte initiiert. Untersuchungen zu den regionalen Schutzgüterbeständen dienen dabei vor allem der zukünftigen Ausweisung von Meeresschutzgebieten nach FFH- und Vogelschutzrichtlinie (Abschnitt 3.5.1.3). Parallele, inzwischen abgeschlossene Forschungen (KNUST et al., 2003) sind darauf gerichtet, die planerischen und technischen Möglichkeiten zur Minderung der (möglichen) Beeinträchtigungen und Risiken zu ergründen. Dazu gehören zum Beispiel in der Errichtungsphase Maßnahmen zur Minderung der Lärmemissionen und in der Betriebsphase Maßnahmen zur Verminderung des Kollisionsrisikos sowohl für Zugvögel als auch für den Schiffsverkehr (SRU, 2003a, S. 7).

Schließlich spielt nicht zuletzt auch für den Umweltschutz eine große Rolle, dass die Windenergie-Pläne auf den begrenzten Meeresflächen auf ein vielfältiges Nutzungsgeflecht von Schifffahrt, Militär, Fischerei, Bergbau, Tourismus und Forschung stoßen und dass auch insoweit eine Verträglichkeitsprüfung und raumplanerische Koordinierung erforderlich ist (WIRTZ et al., 2003). Dieser Anforderung wird die geltende Rechtslage nicht gerecht.

Ordnungsrechtliche und planerische Steuerung

451. Die Windkraftanlagen sollen nach den Plänen der Bundesregierung nahezu ausschließlich in der AWZ errichtet werden. Dort erfolgt die Zulassung nach den Vorschriften der Seeanlagenverordnung, nach deren § 3 – wie bereits erwähnt – die Genehmigung durch das BSH zwingend zu erteilen ist, wenn das Vorhaben nicht die Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs beeinträchtigt oder die Meeresumwelt gefährdet. Dem BSH wird keinerlei Ermessen oder planerische Gestaltungsmacht eingeräumt; es hat lediglich zu prüfen, ob einer der Versagungsgründe vorliegt. Die Frage nach dem Vorliegen von Versagungsgründen ist indes wegen der noch vorhandenen Wissensdefizite bezüglich der Auswirkungen großer Anlagenparks äußerst schwierig zu beantworten.

Eine gewisse Erleichterung soll den Antragstellern beim Nachweis der Genehmigungsvoraussetzungen durch die Ausweisung so genannter Eignungsgebiete gemäß § 3a SeeAnlV verschafft werden. Diesen – vom Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen im Einvernehmen mit dem Bundesumweltministerium festzusetzenden – Gebieten soll nach ihrer Ausweisung „im Hinblick auf die Wahl des Standorts von Anlagen die Wirkung eines Sachverständigengutachtens“ zukommen. Die Eignungsgebiete begründen also die widerlegliche Vermutung, dass der Standort zur Errichtung eines Windkraftparks grundsätzlich geeignet ist. Sie bilden zugleich das einzige Instrument des geltenden Rechts, das – über die Anreizwirkung der erleichterten Standortprüfung – eine gewisse räumliche Steuerung ermöglicht.

452. In seiner Stellungnahme zum Ausbau der Offshore-Windenergie hat der Umweltrat ausführlich dargelegt, dass diese soeben beschriebenen Rechtsgrundlagen zur Bewältigung der Konflikte zwischen den Nutzungsansprüchen der Windkraftbetreiber und dem Meeresumweltschutz sowie anderweitiger Nutzungsansprüche kaum geeignet sind (SRU, 2003a, S. 9 ff.). Er hebt daran anknüpfend noch einmal seine Überzeugung hervor, dass

– es anstelle der gebundenen Genehmigung unbedingt eines Planungsermessens bedarf, das es dem BSH ermöglicht, den Ausbauprozess räumlich und zeitlich so zu staffeln, dass der Ausbau zunächst im Wesentlichen auf unempfindliche Gebiete beschränkt wird und dass in maßvollen Ausbauschritten die Erkenntnisse aus der Begleitforschung im jeweils folgenden Projekt Berücksichtigung finden können. Wenn das BSH zu diesem Zweck gegenwärtig nur Projekte mit einer Anlagenzahl von weniger als 80 Anlagen genehmigt, geschieht dies ohne hinreichende Rechtsgrundlage;

– die Bundesregierung durch Verwaltungsvorschrift den aktuellen Stand der Wirkungsforschung beschreiben und insbesondere generelle, einheitliche und konkretere Bewertungskriterien für die Beurteilung der Umweltauswirkungen bestimmen sollte, so zum Beispiel darüber, bei welchen konkreten Auswirkungen eine unzulässige „Beeinträchtigung des Vogelzuges“ anzunehmen ist;

– dringend Schutzgebiete nach der FFH-Richtlinie an die Kommission gemeldet, durch die Kommission ausgewählt und von den Mitgliedstaaten festgesetzt werden müssen und dass die Vogelschutzrichtlinie durch die Ausweisung von Vogelschutzgebieten vollständig umgesetzt werden muss (siehe Tz. 414 ff.), um die Natura-2000-Gebiete gegen erhebliche Beeinträchtigungen durch Windkraftanlagen zu imprägnieren und den Ausbau in weniger schutzwürdige Gebiete zu lenken. Der Umweltrat begrüßt in diesem Zusammenhang, dass nach dem aktuellen „Entwurf des Gesetzes zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien“ Windkraftanlagen, die nach dem 1. Januar 2005 genehmigt und in Natura-2000-Schutzgebieten errichtet werden, von der Einspeisevergütung ausgenommen werden sollen (§ 10 Abs. 7 EEG-E). Dies dürfte bewirken, dass festgesetzte Schutzgebiete von Windkraftanlagen weitestgehend verschont bleiben;

- marine Eignungsgebiete dem raumordnungsrechtlichen Eignungsgebiet (§ 7 Abs. 4 ROG) entsprechend mit Ausschließlichkeitswirkung dahin gehend ausgestaltet werden sollten, dass Anlagen außerhalb solcher Gebiete allenfalls ausnahmsweise zugelassen werden dürfen, wenn dafür ein besonderer Bedarf nachgewiesen wird. Nur durch ein solches Planungsinstrument kann eine Konzentration der konfliktträchtigen Nutzungen auf dafür geeigneten Flächen sichergestellt werden. Die Anreizwirkung des Eignungsgebiets nach § 3a SeeAnlV genügt nach Auffassung des Umweltrates dazu nicht. Ebensowenig wird durch die Ausgrenzung der Natura-2000-Schutzgebiete aus der EEG-Förderung die gebotene Konzentration der Anlagen auf Eignungsgebiete gewährleistet;
- zur unverzichtbaren Abstimmung der Windkraftnutzung mit dem Naturschutz und mit den vielfältigen anderen Nutzungsansprüchen eine räumliche Gesamtplanung auch für die AWZ erforderlich ist (siehe bereits oben 3.5.2). Der Umweltrat begrüßt insoweit sehr, dass der Regierungsentwurf zur geplanten Baurechtsnovelle (EAG-Bau, siehe Tz. 422) auch eine Ergänzung des Raumordnungsgesetzes dahin gehend vorsieht, dass zukünftig Raumordnungsgrundsätze und -ziele gemäß den Vorschriften des ROG auch für die AWZ durch das BMVBW festzustellen sind. Hinsichtlich der Offshore-Windkraft kommt es auf eine rasche Umsetzung dieser Initiative und insbesondere darauf an, den Windkraft-Ausbau möglichst weitgehend noch in die neue marine Raumplanung zu integrieren. Dass die Eingnungsgebiete nach dem vorgeschlagenen neuen § 18a Abs. 3 ROG in die neu aufzustellende marine Raumordnung lediglich als Vorranggebiete übernommen werden dürfen und nicht auch als Eignungsgebiete i. S. von § 7 Abs. 4 Nr. 3 ROG, hält der Umweltrat für eine unangemessene Selbstbeschränkung im raumplanerischen Instrumentarium.

Diese zentralen instrumentellen Bedingungen einer nachhaltigen Nutzung der Meere betreffen indessen nicht nur die geplanten Windenergie-Parks. Insbesondere ist die planerische Bewirtschaftung der Meeresflächen und sind spezifische umweltbezogene Zulassungskriterien auch für die vielfältigen anderen Nutzungen und Eingriffe erforderlich.

3.5.3.4 Kabel und Pipelines

453. Die besondere Problematik von Kabeln und Pipelines (vgl. die Karten 3-7a und 3-7b im Anhang) – wie zum Beispiel der umstrittenen „Europipe“ – liegen in der erheblichen Flächeninanspruchnahme. Ölpipelines sind außerdem mit Unfallrisiken beziehungsweise der Gefahr von Lecks und Ölaustritten verbunden. In Anbetracht dieser negativen Auswirkungen kommt es aus Sicht des Meeresumweltschutzes in erster Linie auf eine sachgerechte grenzüberschreitende Trassenplanung an, wobei vorrangiges Ziel die weitest mögliche Bündelung der Leitungen sein muss. Dazu bedarf es einer umfassenden Netzplanung für Nord- und Ostsee, die gegebenenfalls auch zentrale Infrastrukturen wie marine Umspannwerke vorsieht und – durch eine marine Raumordnung (oben Tz. 422 f.) – in eine rechtsverbindliche Form gebracht muss (WIRTZ und SCHUCHARDT, 2003, S. 156).

3.5.3.5 Sedimententnahme

454. Aufgrund der unter Tz. 118, 201 beschriebenen vielfältigen teils erheblichen Umweltauswirkungen, die von der Sedimententnahme aus dem Meeresboden ausgehen können, erscheint dem Umweltrat in diesem Bereich eine strikte Anwendung des Vorsorgegebotes erforderlich. Zu begrüßen ist insoweit, dass HELCOM mit der Empfehlung 19/1 wichtige Vorsorgebedingungen für den gesamten Ostseeraum etablieren konnte, namentlich soll danach die Sedimententnahme

- generell einem Genehmigungsvorbehalt unterstehen;
- generell nur nach Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung unter Beachtung konkreter im Anhang zur Empfehlung aufgeführter Prüfungspunkte zugelassen werden;
- in besonders empfindlichen Gebieten einschließlich IUCN-Nationalparks und Natura-2000-Gebieten gar nicht, beziehungsweise in einigen bedingt empfindlichen Gebieten nur ausnahmsweise zulässig sein;
- nach den technischen Möglichkeiten so gestaltet werden, dass die Umweltauswirkungen minimiert und rasche Regeneration gewährleistet ist, und
- mit einem begleitenden Umweltmonitoring beziehungsweise einer nachfolgenden Beweissicherung der Folgen verbunden werden.

Die Anforderungen des nationalen Rechts an die Sedimententnahme erschöpfen sich im Wesentlichen in den oben erörterten allgemeinen Bestimmungen des Bergrechts. Die Festlandsockel-Bergverordnung enthält als besondere umweltrechtliche Maßgabe für den Sedimentabbau einzig die Bestimmung, dass der Unternehmer dafür zu sorgen hat, dass der Meeresgrund sich ökologisch regenerieren kann und größere Unebenheiten zu vermeiden sind (§ 34 FlsBergV).

455. Anknüpfend an die HELCOM-Empfehlung 19/1 und in Anlehnung die Ergebnisse eines wissenschaftlichen Workshops des Bund-Länder-Ausschusses Nordsee/Ostsee (BLANO) vom 18. November 1998 (von NORDHEIM und BOEDEKER, 2000; SORGE, 1998) hält der Umweltrat eine weitere Präzisierung und Eingrenzung der rechtlichen Vorsorgeerfordernisse für die Sand- und Kiesgewinnung für erforderlich und zwar insbesondere dahin gehend, dass

- das Erfordernis einer Umweltverträglichkeitsprüfung über die nach der UVP-V Berg geltenden Schwellenwerte auch auf Abbauvorhaben mit weniger als 10 ha Fläche oder 3 000 Mg Tagesförderung ausgedehnt werden;
- der Sedimentabbau in Naturschutzgebieten jeder Art ausdrücklich verboten wird;

– zur Vermeidung von Trübungsfahnen ein möglichst trockener Abbau durch entsprechende technische Vorkehrungen (z. B. Schlickvorhänge) gefordert und eine Ablagerung in der offenen See nur für grobe Sedimente zugelassen wird;

– besonderen saisonalen Empfindlichkeiten (z. B. Vogelrast und Fischwanderung) durch entsprechende generelle Abbaubeschränkungen Rechnung getragen wird;

– konkrete Vorsorgeanforderungen zur Gewährleistung der Regeneration gestellt werden, so zum Beispiel, dass das ursprüngliche Sediment in ausreichender Schichtdicke auf der Abbaufläche belassen und die Flächenausdehnung und -konfiguration des Abbaugebietes so festgelegt wird, dass eine schnelle Einwanderung von Organismen aus dem Umgebungsbereich möglich ist;

– zur Verbesserung der Erkenntnisgrundlagen über die Umweltauswirkungen und Regeneration ein begleitendes Umweltmonitoring nach den Empfehlungen des ICES (ICES, 1995) beziehungsweise eine Beweissicherung vorgeschrieben wird.

3.5.3.6 Baggergut

456. Wenngleich die Belastungen der Meeresumwelt durch Baggergut nach der heutigen Praxis in Relation zu anderen Belastungsquellen im Regelfall geringfügiger und eher kurzfristiger Art sind (Tz. 120), ist aus Sicht des Umweltrates eine klare und strikte Bindung an anspruchsvolle Umweltverträglichkeitsanforderungen unabdingbar. Bei hohen Schadstoffkonzentrationen im Sediment, die in Häfen oder viel befahrenen Schifffahrtswegen vielfach vorliegen, besteht fortwährend die Gefahr, dass bei einer Verklappung des Baggergutes große Mengen an Schadstoffen erneut freigesetzt werden.

Um der Gefahr wesentlicher Beeinträchtigungen der Meeresumwelt zu begegnen, wurden im Rahmen des London-Abkommens von 1972 (Tz. 12) sowie von OSPAR und HELCOM Regeln für den Umgang mit Baggergut empfohlen (LC: DMAF/1995; OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material sowie HELCOM Recommendation 13/1 – guidelines for the disposal of dredged spoil). Zur Umsetzung dieser Empfehlungen hat die Bundesanstalt für Gewässerkunde im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (BMVBW) die „Handlungsanweisung Baggergut Küste“ (HABAK) erarbeitet, die sich seit 1992 in der ersten und seit 1999 in neuer Fassung als verbindliche Verwaltungsvorschrift an die Wasser- und Schifffahrtsämter richtet und bei allen Baggermaßnahmen in Bundeswasserstraßen anzuwenden ist. Die landseitig geltende „Handlungsanweisung Baggergut Binnengewässer“ (HABAB) sieht parallel dazu Bewertungsregelungen, Referenzwerte und Grenzwerte für den – mittelbar ebenfalls meeresschutzrelevanten – Bereich der Binnengewässer vor. In einem Bund-Länder-Arbeitskreis für den Umgang mit Baggergut an der Küste (BLABAK) wird seit geraumer Zeit an gemeinsamen Empfehlungen zum Umgang mit Baggergut an der Küste gearbeitet, bisher ohne abschließendes Gesamtergebnis.

HABAK und HABAB sehen vor jeder Baggerguteinbringung beziehungsweise -umlagerung eine umfangreiche Umweltverträglichkeitsprüfung vor, deren Untersuchungsschritte und Prüfungsparameter detailliert dargestellt werden. Anhand von Grenzwerten für Schadstoffe (u. a. für Schwermetalle, polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und Nährstoffkonzentrationen sowie mittels einer Klassifizierung nach ökotoxikologischen Kriterien werden differenzierte Anforderungen an die Zulässigkeit einer Umbeziehungsweise Ablagerung im Küstengewässer entwickelt. Bei der Um- oder Ablagerung sind die in Anlage 1 zur HABAK beschriebenen besten verfügbaren Techniken zu verwenden. Außerdem wird gemäß den internationalen Vorgaben ein Monitoring vorgeschrieben, das zur Ermittlung von Veränderungen in der Folge der Ablagerung dient. Bei unzulässig belastetem Baggergut ist schließlich die Ablagerung im Gewässer zu verbieten, stattdessen ist das Baggergut als Abfall ordnungsgemäß an Land zu verwerten oder abzulagern.

457. Die Handlungsanweisungen Baggergut haben aus Sicht des Umweltrates deutliche Fortschritte bei der Bewertung und Handhabung von Baggergut gebracht, für die lange Zeit angemessene Maßstäbe gefehlt haben. Auch können die Prüfungs-, Bewertungs- und Zulässigkeitskriterien als durchaus umfassend und anspruchsvoll gelten.

Gleichwohl bieten die Handlungsanweisungen noch keine ausreichende rechtliche Grundlage für eine einheitliche, meeresumweltverträgliche Praxis der Baggergutentsorgung. Zum einen gelten die Handlungsanweisungen nicht außerhalb von Bundeswasserstraßen, vielmehr sind insoweit die Länder zuständig, die aber regelmäßig über kein verbindliches, den Handlungsanweisungen des Bundes entsprechendes Rechtsinstrumentarium zur Baggergutentsorgung verfügen. Zum anderen sind auch die allgemeinen rechtlichen Maßstäbe umstritten. So gehen die Länder für ihre Zuständigkeitsbereiche (außerhalb der Wasserstraßen) anders als die Bundeswasserstraßenverwaltung davon aus, dass Baggergut als Abfall nach den Vorschriften des Abfallrechts zu behandeln, insbesondere schadlos zu verwerten ist (§ 5 Abs. 2-4 KrW-/AbfG). Ferner wird seitens der Länder die Umlagerung und Verklappung regelmäßig nicht oder nur sehr bedingt als Verwertung anerkannt. Demgegenüber nimmt die Bundeswasserstraßenverwaltung an, dass das Umlagern eine unmittelbare Verwendung des Baggergutes darstelle, wenn das Baggergut in dasselbe Gewässer (Küstenmeer) wieder eingebracht wird (STEINER, 2003, S. 15; RODIEK, 2003).

Darüber hinaus erscheint auch die Auswirkung und Berücksichtigung der Wasserrahmenrichtlinie fraglich und umstritten (JANNING, 2003). Sicher und kaum streitig erscheint zwar, dass die zuständigen Stellen im Rahmen der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung dafür zu sorgen haben, dass durch Baggerguteinbringung oder -umlagerung der Gewässerzustand nicht verschlechtert

und dass das Qualitätsziel des guten Gewässerzustands nicht gefährdet wird. Dieses Qualitätsziel bezieht sich grundsätzlich – jedenfalls mittelbar – auch auf die Sedimente und schließt eine strikte Beachtung insbesondere der Reduktionsgebote für die prioritär gefährlichen Stoffe ein (Tz. 297). Inwieweit und mit welchen tatsächlichen und rechtlichen Mitteln diese Ziele im Bereich der Baggergutentsorgung und -verwertung innerhalb des Kompetenzgeflechts von Bund und Ländern durchzusetzen sind, ist jedoch noch vielfach unklar und umstritten.

458. Alles in allem wird der derzeitige Regelungsstand trotz der fortschrittlichen Verwaltungsvorschriften des Bundes für seine Wasserstraßen (HABAK/HABAB) der Problematik in ihrer ökologischen und administrativen – Zuständigkeitsgrenzen überschreitenden – Dimension nicht gerecht. Zu Recht wird daher in Fachkreisen eine bundesrechtliche Initiative (KÖTHE, 2003, S. 9; RODIEK, 2003) und darüber hinaus auch eine EG-einheitliche Regelung gefordert (LABOYRIE, 2003). Der Umweltrat unterstützt nachdrücklich diese Forderung nach einer spezifischen gesetzlichen Regelung und sieht dafür in der HABAK/HABAB eine gute Grundlage. Er empfiehlt darüber hinausgehend, die Baggerguteinbringung und -umlagerung in Gewässer insgesamt stärker dem – freilich stärker auf den Meeresraum zu erweiternden – wasserrechtlichen Bewirtschaftungsregime der Wasserrahmenrichtlinie zuzuweisen, um in diesem Rahmen (1) eine engere Kooperation zwischen Bund und Ländern im Sinne eines gemeinsamen Baggergutmanagements formal zu gewährleisten, (2) Letzteres strikt an die Qualitätsziele der Wasserrahmenrichtlinie beziehungsweise daraus abzuleitenden Grenzwerten zu koppeln und im Übrigen (3) eine schadlose Entsorgung an Land zu verlangen. Für die landseitige Entsorgung geben Wasser-, Bodenschutz-, Abfall- und Bauproduktenrecht grundsätzlich einen umfassenden Regelungsrahmen, aus dem die Ländergemeinschaft Abfall mit ihrer Mitteilung 20 „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen – Technische Regeln“ konkrete Anforderungen und Handlungsrichtlinien für die Verwertung als Baustoffe hergeleitet hat (BERTRAM, 2003).

Für einen grundsätzlichen Vorrang der Behandlung und Entsorgung an Land sieht der Umweltrat keine Notwendigkeit. Indessen ist gegenüber entwarnenden Hinweisen darauf, dass sich die Risiken der Baggergutverklappung mit zunehmender Verbesserung der Fließgewässerqualitäten wesentlich reduzieren werden, abschließend noch einmal auf die hohe Persistenz vieler Schadstoffe in den Sedimenten hinzuweisen (JANNING, 2003, S. 5). Zweifellos ist es richtig und von wesentlicher Bedeutung, dass durch eine Reduktion der Schadstofffrachten der Gewässer auch zusätzliche Belastungen durch Sedimententnahme und Baggergutverklappung vermindert werden (sollten). Gleichwohl bleibt aufgrund der bereits im Sediment vorhandenen Schadstoffe langfristig ein beträchtliches Risiko, das es durch klare und anspruchsvolle Anforderungen zur Umweltverträglichkeitsprüfung, an höchstzulässige Schadstoffgehalte, technische Durchführung und Monitoring in Anlehnung an die HABAK und in enger Verknüpfung mit dem Wasserrecht einheitlich zu begrenzen gilt.

3.5.3.7 Küstenschutz

459. Im Spannungsverhältnis von Naturschutz und Küstenschutz kommt es in besonderem Maße auf einen integrativen planerischen Ausgleich und darauf an, die Mittel und Techniken für den Erhalt natürlicher Küstenhabitate, insbesondere von Vogelschutzgebieten und Vorlandflächen zu nutzen und weiter zu entwickeln. Zweifellos muss dabei der Schutz der Küstenbewohner an erster Stelle stehen. Diese rein defensive Schutzpriorität schließt allerdings insbesondere nicht mit ein, dass auch weitere Landnahme Vorrang vor den Belangen des Naturschutzes genießt. Insoweit ist jedenfalls für den Bereich von Vogelschutzgebieten und FFH-Schutzgebieten auch auf die strengen Maßstäbe hinzuweisen, die der EuGH in seiner so genannten Leybucht-Entscheidung entwickelt hat (EuGH, Urteil vom 28. 2. 1991 – Rs. C-57/89, Slg. 1991, S. I-883 ff.). Hinsichtlich geplanter Eindeichungsmaßnahmen in der im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer gelegenen Leybucht hat der EuGH entschieden, dass die Mitgliedstaaten ein besonderes Schutzgebiet nach Vogelschutzrichtlinie flächenmäßig nur verkleinern dürfen, wenn dafür außerordentliche Gründe des Allgemeinwohls vorliegen. Ein solcher Grund liege zwar in der Überschwemmungsgefahr nicht aber auch in dem Bestreben, aus wirtschaftlichen oder touristischen Gründen weitere Landgewinne zu erzielen.

3.5.3.8 Marikultur

460. Die negativen Umweltauswirkungen der Aqua- bzw. Marikultur (Marikultur = marine Aquakultur) konnten – wie unter Tz. 130 bereits erwähnt – durch verbesserte Produktionstechniken und -methoden vielfach deutlich verringert werden. Dennoch erscheint es aufgrund der anhaltend hohen Wachstumsraten dringend erforderlich, dieser Meeresnutzung einen einheitlichen, angemessenen umweltrechtlichen Rahmen zu geben, durch den flächendeckend gewährleistet wird, dass die Betreiber von Marikulturen die jeweils verfügbaren besten Techniken und Methoden zur Vermeidung negativer Umwelteinflüsse anwenden und dass die Marikulturen an geeigneten, ökologisch unempfindlichen Standorten angesiedelt werden. Die Welternährungsorganisation FAO (Food and Agriculture Organization) hat dahin gehend unter Artikel 9 ihres „Verhaltenskodex für eine verantwortungsvolle Fischerei“ die Staatengemeinschaft dazu aufgefordert, einen geeigneten administrativen Rahmen zur Förderung der ökologisch nachhaltigen Entwicklung der Marikultur zu schaffen. Weitergehend hat HELCOM durch Empfehlung 20/1 vom 23. März 1999 beschlossen, dass die Errichtung und der Betrieb von Fischfarmen an ein Genehmigungserfordernis und an Anforderungen bezüglich der besten verfügbaren Techniken (BVT) gebunden werden sollen. Dabei soll insbesondere vorausgesetzt werden, dass

– vor der Inbetriebnahme angemessene Umweltverträglichkeitsprüfungen durchgeführt werden, mit denen

auch die langfristigen Auswirkungen auf die betroffene Meeresregion untersucht werden;

– Austräge von Phosphaten und Nitraten aus der Fischzucht quantitativ begrenzt werden, und zwar entweder durch Emissionsgrenzwerte oder durch Begrenzung des Eintrags im Futter; generell sollen dabei die Austräge 7 g Phosphor (P_{gesamt}) und 60 g Nitrat (N_{gesamt}) und langfristig 6 g Phosphor (P_{gesamt}) und 50 g Nitrat (N_{gesamt}) pro Kilogramm produziertem Fisch nicht überschreiten;

– gegebenenfalls weitere Restriktionen getroffen werden, soweit dies erforderlich ist, um zu gewährleisten, dass die aufgrund der Umweltverträglichkeitsprüfung ermittelten oder durch allgemeine Qualitätsstandards beschriebenen Belastbarkeitsgrenzen der betroffenen Lebensräume nicht überschritten werden;

– die Empfehlungen von ICES und EIFAC zur Vermeidung negativer Auswirkungen durch freigekommene Zuchtfische beachtet werden und

– die Einhaltung des Standes der Technik regelmäßig überprüft und gegebenenfalls durch zusätzliche Maßnahmen gewährleistet wird.

Außerdem empfiehlt HELCOM, dass

– die Stoffeinträge und Umweltauswirkungen der Marikulturen von den zuständigen Behörden oder sachverständigen Dritten regelmäßig untersucht werden sollen, wobei besondere Aufmerksamkeit dem Eutrophierungsstatus der Gewässer und der Sedimentbeschaffenheit gelten soll,

– die Verwendung von Medikamenten und Chemikalien amtlich kontrolliert und ein rein vorsorglicher Einsatz verboten wird (zur Vermeidung von Schadstoffeinträgen aus Aquakulturen im Nordseeraum siehe die PARCOM-Empfehlung 94/6),

– im Hinblick auf örtliche Schutzbedarfe sowie konfligierende Meeresnutzungen durch marine Regionalplanung geeignete Standorte für die Marikulturen ausgewiesen werden sollten und

– keine Fischfarmen in marinen Schutzgebieten zugelassen werden sollen.

461. Diese angemessenen Grundvoraussetzungen einer umweltverträglichen Marikultur bedürfen dringend – auch für die Nordsee – der stärkeren rechtlichen Verankerung auf europäischer und nationaler Ebene. Der Umweltrat begrüßt insoweit nachdrücklich die Ankündigung der EU-Kommission in ihrer „Strategie für die Nachhaltige Entwicklung der Europäischen Aquakultur“ (EU-Kommission, 2002, S. 23), die Einbeziehung der Aqua- und Marikulturen in den Anwendungsbereich der IVU-Richtlinie 96/61/EG und die Entwicklung von Referenzdokumenten zum besten verfügbaren Stand der Umwelttechnik prüfen zu wollen. Die Einbeziehung in den Anwendungsbereich der IVU-Richtlinie erscheint auch aufgrund der Parallelen zur ebenfalls von der Richtlinie erfassten landwirtschaftlichen Intensivtierhaltung als ein geeigneter gemeinschaftsrechtlicher Regulierungsansatz. Entscheidender kommt es allerdings darauf an, welche konkreten Genehmigungsvoraussetzungen im Rahmen der Zulassung – gegebenenfalls nach der IVU-Richtlinie – gestellt werden. Von den teilweise detaillierten Regelungen zur Tiergesundheit abgesehen (Richtlinien 91/67, 93/53 und 95/70 des Rates), fehlen die nötigen Standards zur Umsetzung der HELCOM-Empfehlungen im Gemeinschaftsrecht bisher. Auf der Entwicklung entsprechender Detailbestimmungen (gegebenenfalls BVR-Leitlinien) müsste daher das Hauptgewicht der europäischen Initiative liegen.

Zu Recht betont die EU-Kommission im Einklang mit HELCOM auch die hohe Bedeutung einer umfassenden Umweltverträglichkeitsprüfung im Vorfeld von Marikulturvorhaben. Dazu will sie spezifische Kriterien und Leitlinien entwickeln. Ferner hat sie angekündigt, eine Ausweitung des Anwendungsbereiches der Nitratrichtlinie auf Aqua- und Marikultur zu prüfen. Der Umweltrat sieht daneben auch in der Wasserrahmenrichtlinie und der in ihrem Rahmen vorzunehmenden Flussgebiets- und Küstengewässerbewirtschaftung ein prinzipiell geeignetes Bewirtschaftungsinstrument auch für die Minimierung der Umwelteinwirkungen von Aqua- beziehungsweise Marikulturen. Voraussetzung für den wirkungsvollen Einsatz dieses Instruments ist jedoch gleichermaßen die Entwicklung anspruchsvoller Standards zur Standortwahl sowie zu Techniken und Methoden der Aqua- und Marikultur.

462. Auch national existieren bisher keine konkreten Anforderungen an Aqua- und Marikultur. Wenngleich die Bedeutung der besonders umweltrelevanten intensiven Fischzucht an den Küsten Deutschlands vergleichsweise sehr gering ist, erscheint dem Umweltrat eine nationale Initiative für ein angemessenes Anforderungsprofil zur Aqua- und Marikultur dennoch präventiv geboten. Eine vorrangige Aufgabe der Küstenländer liegt dabei darin, durch die lange überfällige marine Raumnutzungsordnung (Tz. 422 f.) bald auch mögliche geeignete Standorte für Marikulturen auszuweisen und eine wildwüchsige Verbreitung in ökologisch sensiblen Regionen von vornherein auszuschließen.

3.5.3.9 Tourismus

463. Direkte Nutzungskonflikte zwischen Meeresnaturschutz und touristischen Aktivitäten beschränken sich vorwiegend auf die küstennahen Meeres- und Landgebiete (Abschnitte 2.1.6.2 und 2.2.6.2). Im Gegensatz zu Offshore-Aktivitäten in der AWZ sind die notwendigen Grundlagen für eine planerische Steuerung der touristischen Nutzung in den deutschen Küstenbereichen mit dem geltenden Recht bereits vorhanden. So besitzen die verschiedenen Gebietskörperschaften mit der Raumordnung, Landschaftsplanung und Bauleitplanung mit der entsprechenden Genehmigungspraxis wirksame Instrumente zur Gestaltung des umweltverträglichen Tourismus (REVERMANN und PETERMANN, 2002, Tabelle 15). In den geschützten Teilen der deutschen Nordsee- und Ostseeküste nimmt der Naturschutz zudem eine in besonderem Maße rechtlich verankerte Stellung ein (Tz. 411 ff.).

Auch die Zielsetzung einer umweltverträglichen Gestaltung des Tourismus wird angesichts der Wechselwirkung zwischen einer intakten Naturlandschaft und Fremdenverkehr von der Tourismusbranche weitgehend geteilt. So hat sich die deutsche Tourismuswirtschaft bereits im Jahr 1997 in ihrer Umwelterklärung auf Leitlinien für eine nachhaltige Ausgestaltung des Tourismus geeinigt (Tourismuswirtschaft, 1997). Von den Ostseeanrainerstaaten wurden im Juni 1998 mit der Agenda 21 für den Ostseeraum, der Baltic 21, Maßnahmen und Ziele für einen nachhaltigen Tourismus verabschiedet (Baltic 21 Tourism Group, 1998). Auf dieser Grundlage bauen die HELCOM-Empfehlungen für einen nachhaltigen Tourismus auf (HELCOM, 2000). Auch OSPAR hat sich jüngst erneut mit dem Themenfeld Tourismus beschäftigt und Vorschläge für die Entwicklung eines nachhaltigen Tourismus unterbreitet (OSPAR, 2003g). Auf nationaler Ebene wurde im April 2002 von der Bundesregierung der Bericht „Umwelt und Tourismus“ verabschiedet, in dem unter anderem folgende Zielsetzungen aufgeführt sind (Bundesregierung, 2002c, S. 26):

– Förderung einer umweltverträglichen Gestaltung des Tourismus in Deutschland,
– Erhöhung des Anteils umweltverträglicher Angebote,
– Stärkung der Nachfrage nach umweltorientierten touristischen Angeboten,
– Stärkung des Inlandstourismus,
– Erhalt einer intakten Natur und Umwelt als Grundlage des Tourismus und
– Einflussnahme auf eine umweltverträgliche touristische Entwicklung in Zielgebieten deutscher Touristen im Ausland, wo möglich.

464. Damit stehen auf internationaler, nationaler und regionaler Ebene umfassende Zielkataloge als auch Umsetzungsinstrumente prinzipiell zur Verfügung. Die Herausforderung besteht nunmehr darin, innerhalb der gegebenen Lenkungsmöglichkeiten durch Abstimmung der verschiedenen Instrumente den Fremdenverkehr naturverträglich auszugestalten (SRU, 1998, Tz. 1016 ff.). Der Umweltrat geht dabei davon aus, dass „nachhaltiger“ Tourismus als dauerhaft naturverträglicher Tourismus zu verstehen ist. Hierbei ist die Möglichkeit einer Messbarkeit der naturverträglichen Ausgestaltung des Fremdenverkehrs hervorzuheben. Hierfür kann ein einheitlicher Satz von Indikatoren dienen, wie er in einem Projekt im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeitet worden ist (DANIELLSON et al., 2001).

Steuerung des Fremdenverkehrs und der damit verbundenen Aktivitäten

465. Zur Minimierung von Beeinträchtigungen der Flora und Fauna ist eine Strategie für den Ausbau der Infrastruktur und der für Freizeitaktivitäten zur Verfügung stehenden Flächen essenziell. Eine solche Strategie sollte in Abstimmung mit anderen Politikfeldern wie Land-, Wasser- und Forstwirtschaft erarbeitet werden (REVERMANN und PETERMANN, 2002). So betont OSPAR die Bedeutung einer integrierten planerischen Gestaltung der touristischen Entwicklung (OSPAR, 2003g). Auch HELCOM empfiehlt eine Genehmigungs- und Planungspolitik, die sich an den HELCOM-Leitlinien eines nachhaltigen Tourismus und eines integrierten Küstenzonenmanagements orientiert (HELCOM, 2000). Diese Leitlinien für nachhaltigen und umweltfreundlichen Tourismus in den Küstengebieten der Ostsee beinhalten hinsichtlich der räumlichen Steuerung des Ausbaus des Fremdenverkehrs unter anderem folgende Punkte:

– Einbeziehung aller Interessensgruppen,
– Berücksichtigung der kulturellen und sozialen Belastbarkeit,
– Berücksichtigung der ökologischen Belastungsgrenzen hinsichtlich der Gesamtauswirkungen des Tourismus einschließlich Freizeitaktivitäten,
– touristische Nutzung in Schutzgebieten nur dann, wenn sie und die mit ihr verbundenen Freizeitaktivitäten den Schutzzweck nicht gefährden,
– Präferenz für den Ausbau des Fremdenverkehrs in touristisch bereits erschlossenen Gebieten,
– unberührte oder naturnahe Landschaften und bedrohte Meeres- und Küstenökosysteme sollten vor einem Ausbau bewahrt werden,
– Freizeitaktivitäten insbesondere in geschützten Zonen sollten derart ausgestaltet sein, dass sie die biologische Diversität und landschaftliche Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie die Bodenfunktionen nicht beeinträchtigen; insbesondere für motorbetriebene Aktivitäten müssen klare Grenzen in geschützten Gebieten gesetzt werden.

466. Insbesondere im Hinblick auf weite Teile der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns hält der Umweltrat die Präferenz für eine Erweiterung der Nutzung bereits erschlossener Gebiete sowie die qualitative Verbesserung bestehender Kapazitäten anstelle eines deutlichen Ausbaus der Infrastruktur in bisher wenig genutzten Regionen für besonders wichtig. Dies sollte in der Regionalplanung Berücksichtigung finden, zumal erwartet wird, dass der Fremdenverkehr zukünftig nicht weiter stark zunehmen, sondern auf hohem Niveau stagnieren wird (DANIELLSON et al., 2001, S. 61; PETERMANN und WENNRICH, 1999), wenngleich in der vergangenen Dekade das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern als Reiseziel steigende Bedeutung erlangt hat (Tz. 207; FUR, 2003).

In Randbereichen von ausgewiesenen Schutzgebieten sollte daher beim Ausbau der Infrastruktur besondere Rücksicht auf Naturschutzansprüche genommen werden. Bei der Planung ist zu bedenken, dass es der Idee von Nationalparken zuwiderläuft, wenn touristische Anlagen bis unmittelbar an die Grenzen der Nationalparke gelegt werden. Stattdessen sollte die nähere Umgebung von Nationalparken und Biosphärenreservaten als Pufferzone betrachtet werden, sodass dort Baumaßnahmen weitgehend unterbleiben sollten. Im Ostseeraum empfiehlt HELCOM

für den Schutz des Küstenstrichs, dass außerhalb städtischer Bereiche ein 100 bis 300 m breiter Küstenstreifen zur geschützten Zone erklärt werden sollte, in dem landschaftsändernde Aktivitäten (z. B. Bauten, Campingplätze) untersagt sind. In einer Entfernung von bis zu 3 km von der Küste sollten größere Bauvorhaben einem besonderen Entscheidungsprozess mindestens auf regionalem Niveau unterzogen werden (HELCOM, 1994b).

467. Innerhalb von Schutzgebieten, die einerseits wegen ihrer Naturlandschaft auf viele Urlauber attraktiv wirken, andererseits aber eines besonderen Schutzes bedürfen, ist eine räumliche Steuerung der touristischen Aktivitäten notwendig. Hier hat sich das Instrument der Besucherlenkung bewährt. Dieser segregative Ansatz, der eine räumliche Trennung von touristischer Aktivität und besonders schützenswerten Naturgebieten beabsichtigt, hat sich vor allem in den Nationalparken als erfolgreich erwiesen. Mittels direkter Informationsbereitstellung durch Informationszentren oder Hinweistafeln sowie mittels Nutzungsverboten und indirekter Anreize durch attraktive Wegegestaltung werden Besucher – teilweise nur während für Flora und Fauna besonders sensibler Perioden – aus gefährdeten Gebieten ferngehalten, ohne sie gänzlich aus dem Großschutzgebiet zu verbannen.

Auch außerhalb von Schutzgebieten ist eine klare Betretens- und Befahrensregelung vonnöten. Dies gilt insbesondere für die zunehmende intensive Nutzung des küstennahen Meeres durch Wassersport und hier in besonderem Maße für motorbetriebene Sportarten, die zur Verlärmung führen und eine erhebliche Scheuchwirkung auf Meeresbewohner und Vögel haben können. Gerade in der Nähe von Schutzgebieten stellen sie somit eine Bedrohung für die küstennahen marinen Naturräume dar. Hier empfiehlt der Umweltrat, die bestehenden Einschränkungen für sportliche Nutzungen auszuweiten.

Ein bekanntes Problem liegt darin, dass Verstöße gegen Bestimmungen kaum jemals geahndet werden. Es besteht hier ein Vollzugsdefizit, da viele Verstöße sehenden Auges „geduldet“ werden. Die Behörden schreiten „um des lieben Friedens“ selbst bei offensichtlichen Regelverstößen nicht ein.

468. Neben der räumlichen Lenkung des Fremdenverkehrs ist es aus Naturschutzsicht förderlich, die Besucherströme zeitlich besser zu verteilen (UBA, 2002, S. 267 f.). Derzeit wird die für den Tourismus geschaffene Infrastruktur im Wesentlichen während der Hochsaison genutzt, die zudem mit den biologischen Funktionen von Fauna und Flora korreliert (Tz. 123), in der Nebensaison existieren dagegen enorme Überkapazitäten. Durch eine Entzerrung der touristischen Nutzung zum Beispiel durch eine zeitliche Streckung der Schulferienperiode könnte daher der Nutzungsdruck auf die Flora und Fauna gesenkt und gleichzeitig die Arbeitssituation in der Tourismusbranche verbessert werden. Es könnte in Mecklenburg-Vorpommern auch sinnvoll sein, den Tourismus teilweise stärker ins Binnenland zu verlagern, da auch hierzu attraktive Optionen vorliegen.

Umweltverträgliche Ausgestaltung

469. Entscheidend für eine Vereinbarkeit der Ansprüche des Fremdenverkehrs und des Naturschutzes ist neben der räumlichen Steuerung auch eine Integration des Tourismus in natur- und landschaftsschützende Prozesse. Dazu dient ein integrativer Ansatz, der einerseits auf eine Steigerung der Nachfrage nach naturverträglichen Fremdenverkehrsdienstleistungen setzt und andererseits Anreize zur Erhöhung eines solchen Angebots bietet. Eine solche Form der Tourismusgestaltung wird oftmals als „qualitativer Ausbau“ bezeichnet. Diesem Ansatz kommt eine große Bedeutung innerhalb einer an den Kriterien der Nachhaltigkeit orientierten Tourismusentwicklung zu. Es geht demzufolge nicht darum, im Rahmen des derzeit dominierenden Massentourismus ein neues Marktsegment „Öko-Tourismus“ zu fördern, sondern der Massentourismus selbst muss als Problem betrachtet werden. So ist nach einer Studie des Umweltbundesamtes ein Marktanteil in der Größenordnung von 50 % für umweltgerecht ausgestaltete Tourismusangebote als erstrebenswert zu betrachten (UBA, 2002, S. 277).

Entscheidend für die Umsetzung dieses integrativen Ansatzes ist eine entsprechende Nachfrage nach umwelt- und naturverträglichen Dienstleistungen der Tourismusbranche. Hierfür ist eine Steigerung der Umweltwahrnehmung der Urlauber durch entsprechende Bildungseinrichtungen und Informationsangebote Voraussetzung, wie sie vielerorts bereits bestehen, zum Beispiel mit den Nationalpark-Informationszentren. Des Weiteren ist eine Kennzeichnung von umweltverträglichen Fremdenverkehrsangeboten sinnvoll, die bestimmte Kriterien einhalten. Nach den Empfehlungen von HELCOM sollte beispielsweise bei der Errichtung oder Sanierung von Gebäuden auf wasser- und energiesparende Techniken geachtet werden, wobei grundsätzlich der Weiternutzung einer bestehenden Infrastruktur Vorrang vor der Neuerrichtung einzuräumen ist (HELCOM, 2000). Um die Umsetzung dieser Kriterien zu unterstützen, sollten sie auch bei der Förderung der Tourismusbranche im Rahmen der Mittelstands- und Regionalförderung Berücksichtigung finden (SRU, 1998, Tz. 1023; SCHMIED et al., 2002). Als Konsequenz aus einer Vielzahl von Umweltgütesiegeln, die jedoch keine große Wirkung zeigten, wurde im Jahr 2001 mit 20 Organisationen die Umweltdachmarke „Viabono“ etabliert (Viabono GmbH, 2003; KRUG, 2003). Diese prüft bei potenziellen Lizenznehmern die Bereiche Abfall, Energie, Wasser, Lärm, Mobilität, Natur und Landschaft, Architektur und Siedlung, Information, Wohlbefinden der Gäste, regionale Wirtschaftskreisläufe sowie Umweltmanagement auf die Einhaltung ökologischer Kriterien. Gleichzeitig aber betreibt sie – im Gegensatz zu reinen Gütesiegeln – eine intensive Kommunikation, um die Idee umweltverträglicher Urlaubsangebote bekannter und attraktiver zu machen und bietet Reiseangebote an. Idee ist es, einen umweltverträglichen Urlaub mit einem privaten Mehrwert zum Beispiel in Form von Entspannung, Qualität, Erlebnis zu assoziieren. Auf Grundlage des Viabono-Siegels wird im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer mit der Idee der Nationalpark-Partner zusätzlich ein regionaler Bezug zu dem Naturraum

geschaffen. Eine Auszeichnung mit dem Nationalpark-Partner-Zertifikat beinhaltet die Verpflichtung des Fremdenverkehrsbetriebs, sich die Ziele und Leitlinien des Nationalparks zu Eigen zu machen und die Arbeit des Nationalparkamtes zu unterstützen. Diese Unterstützung kann zum Beispiel durch Information der Gäste über aktuelle Nationalparkveranstaltungen erfolgen (Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 2003).

470. Der Umweltrat sieht die Notwendigkeit, die Ansprüche des Fremdenverkehrs mit denen des Naturschutzes in Zukunft stärker zu verbinden. Hierzu sind die Einbeziehung aller relevanten Akteure und umfassende regionale Tourismuskonzepte notwendig, die eine räumliche Verteilung der verschiedenen Nutzungen vorgeben. Das mit der Umweltdachmarke Viabono verfolgte Konzept, ein umweltverträgliches Tourismusangebot durch aktives Marketing attraktiv zu machen, hält der Umweltrat für einen begrüßenswerten Ansatz.

Es ist jedoch zu beachten, dass durch die an sich wünschenswerten Verbesserungen im Bereich der Wasser-, Abfall- und Energiebilanz touristischer Infrastrukturen („Umweltverträglichkeit“) die genannten naturschutzrelevanten Beeinträchtigungen des Tourismus keineswegs notwendigerweise ebenfalls verringert werden müssen. Daher sind im Bereich des Tourismus die Differenzen zwischen Umwelt- und Naturverträglichkeit zu betonen. Ein zwar umweltverträglicher, nicht aber dauerhaft naturverträglicher Tourismus kann aus Sicht des Umweltrates nicht als uneingeschränkt nachhaltig gelten. Daher sind aus Sicht des Umweltrates segregative oder „lenkende“ Konzepte innerhalb besonders sensibler Naturräume nach wie vor unverzichtbar.

3.5.4 Zusammenfassung und Empfehlungen zum Schutz von örtlichen Lebensräumen und Arten

471. Die örtlichen Eingriffe durch Offshore-Anlagen, Leitungen, Sand- und Kiesextraktion, Baggergutverklappung, Küstenschutz und Tourismus können – neben und in Verbindung mit den ubiquitären Belastungen durch Schifffahrt, Fischerei und Stoffeinträge – in erheblichem und noch zunehmenden Maße zur Gefährdung, Schädigung und Vernichtung der marinen Lebensgemeinschaften und ihrer Lebensräume beitragen. Die Anzahl und Größe vergleichsweise unberührter und ungestörter Lebensräume, die zugleich als Aufzucht- und Rückzugsregionen dienen können, schrumpft rasch immer weiter. Neue massive Nutzungen, wie der Ausbau der Windkraftnutzung auf See drohen diese Entwicklung noch zu beschleunigen. Vor diesem Hintergrund müssen dringend wirksamere Maßnahmen als bisher getroffen werden, um zum einen ökologisch besonders wertvolle Gebiete und insbesondere ausreichende Aufzuchts-, Rast-, Rückzugs- und Erholungsgebiete von störenden Nutzungen gänzlich freizuhalten und zum anderen flächendeckend einen Mindestschutz gegen übermäßige Eingriffe zu erzielen.

472. Um einen gebietsbezogenen Schutz besonders wertvoller und/oder sensibler Lebensräume und Arten zu gewährleisten, empfiehlt der Umweltrat der Bundesregierung, das durch die FFH-Richtlinie und die Vogelschutz-Richtlinie ebenso wie das durch die HELCOM Baltic Sea Protected Areas und durch das OSPAR-Schutzgebietsprogramm angestrebte integrierte Schutzgebietsnetz so zügig und effektiv wie möglich umzusetzen und dazu insbesondere

– kurzfristig alle jene Meeresgebiete effektiven Schutzbestimmungen zu unterstellen, die nach heutigem Kenntnisstand und insbesondere nach den naturschutzfachlichen Einschätzungen des BfN als besonders bedeutsam für die Meeresumwelt oder Zugvögel zu gelten haben;
– die Erforschung der marinen Ökosysteme von Nord- und Ostsee weiter zu intensivieren, um anhand neuer Erkenntnisse über besonderen örtlichen Schutzbedarf gegebenenfalls weitere Schutzgebiete zu bestimmen;
– auf eine stringente, transparente Verknüpfung, Harmonisierung und Vereinfachung der verschiedenen Schutzprogramme, Schutzgebietskategorien und -kriterien hinzuwirken, vor allem auch auf die Integration der artspeziellen Schutzbestimmungen aus den jeweiligen Artenschutz-Übereinkommen;
– entweder auf gesetzlicher Ebene oder durch Verwaltungsvorschriften in enger Abstimmung mit OSPAR und HELCOM einheitliche Rahmenbestimmungen zu Meeresschutzgebieten zu treffen, um insbesondere generell unverträgliche Nutzungen auszuschließen sowie einheitliche, wirksame und effizient vollziehbare Anforderungen an die Zulassung partiell verträglicher Nutzungen sowie an das Gebietsmanagement und -monitoring zu gewährleisten;
– als Teil einer nationalen Meeresschutzstrategie in Zusammenarbeit von Bund und Ländern einen nationalen Schutzgebietsplan für Nord- und Ostsee zu erstellen;
– dringend eine marine Raumplanung analog zur landseitigen Raumordnung einzuführen; durch eine Raumplanung ist flächendeckend zu gewährleisten, dass die vielfältigen Nutzungsansprüche untereinander und mit den Belangen des Meeresumweltschutzes förmlich und verbindlich dahin gehend abgestimmt werden, dass in wertvollen oder sensiblen Lebensräumen keine „Gewerbe- oder Industriegebiete“ platziert werden;
– im Hinblick auf den drohenden Wildwuchs der „Windparks“ die Regelung zu den Eignungsgebieten nach § 3a Seeanlagenverordnung (SeeAnlV) dahin gehend zu ändern, dass Windkraftanlagen grundsätzlich in den Eignungsgebieten errichtet werden sollen (SRU, 2003).

473. Um einen ausreichenden flächendeckenden Mindestschutz zu gewährleisten, sollte nach Überzeugung des Umweltrates

– für Bauvorhaben auf See ein einheitliches, harmonisiertes marines Zulassungsrecht geschaffen werden;
– in der Zulassungsentscheidung den zuständigen Behörden analog zum Bewirtschaftungsermessen der

wasserrechtlichen Gestattung ein planerisches Ermessen eingeräumt werden;

– jedenfalls der Zulassungstatbestand der SeeAnlV in eine Ermessensentscheidung umgewandelt werden, damit insbesondere die Zulassung von Windkraft-Anlagenparks durch das BSH planvoll gesteuert und im Hinblick auf die aus laufenden Begleitforschungen zu erwartenden Erkenntnisse über die Umweltauswirkungen zeitlich gestaffelt werden kann;

– die Genehmigungspraxis durch konkretisierende Verwaltungsstandards für die Meeres-UVP und die seewärtige Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zum sorgsamen Umgang mit den marinen Lebensräumen angehalten werden;

– das Kompensationsgebot der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung durch Identifizierung von meeresspezifischen Ausgleichsmöglichkeiten auch für die Meeresnatur fruchtbar gemacht werden.

Im Übrigen besteht hinsichtlich der einzelnen Nutzungsarten unterschiedlicher spezifischer Regulierungs- und Überwachungsbedarf in Bezug auf die jeweiligen besonderen Umweltrisiken. Vielfach fehlen noch verbindliche Regelwerke und konkrete Anforderungen, die die Minimierung von Eingriffen und Risiken nach dem Stand der besten verfügbaren Techniken gewährleisten. Der Umweltrat empfiehlt insoweit gesetzgeberische und administrative Schritte im Hinblick auf die in den Abschnitten 3.5.3.2 bis 3.5.3.9 skizzierten Regelungsbedarfe.

3.6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen zum Schutz von Nord- und Ostsee

3.6.1 Wege zu einer nachhaltigen Fischerei

474. Eine nachhaltige, dauerhaft umweltverträgliche Fischereiwirtschaft kann nur erreicht werden, wenn die erforderlichen Maßnahmen getroffen werden, um

– die kommerziellen Zielfischbestände auf einem biologisch sicheren Niveau zu bewirtschaften beziehungsweise dieses Niveau zunächst wiederherzustellen,

– Beifänge und Rückwürfe deutlich zu vermindern und um

– wertvolle benthische Lebensgemeinschaften besser vor schädlichen Fangtechniken zu schützen.

475. Für die Umsetzung dieser Zielvorgaben trägt die EU aufgrund ihrer umfassenden Kompetenzen auf dem Gebiet der Fischereiwirtschaft und der starken Prägung dieses Sektors durch die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) eine zentrale Verantwortung. Die EU-Fischereipolitik hat es indessen – trotz besserer Einsichten der EU-Kommission – bis heute nicht annähernd vermocht, die europäische Fischereiwirtschaft tatsächlich den grundlegenden Nachhaltigkeitsbedingungen anzupassen. Daher begrüßt es der Umweltrat, dass sich die Bundesregierung im EU-Fischereiministerrat für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen eingesetzt hat. Er empfiehlt der Bundesregierung, sich auch weiterhin nachdrücklich dafür zu engagieren, dass die Gemeinschaft in Zukunft die dargelegten Grundbedingungen nachhaltiger Fischereiwirtschaft erfüllt. Eine Umsteuerung muss sich von folgenden Maximen leiten lassen:

– Strenger Ressourcenansatz: Die Erhaltung der Bestände muss gegenüber kurzfristigen wirtschaftlichen Erwägungen endlich eindeutigen Vorrang erhalten. Für alle Ziele, die die Grundverordnung für die GFP anführt, ist die Erhaltung beziehungsweise Wiederherstellung biologisch sicherer Bestandsgrößen eine zwingend notwendige Bedingung. Das gilt auch für die sozialpolitische Zielsetzung, den im Fischereisektor beschäftigten Menschen einen akzeptablen Lebensstandard zu sichern. Jede Überschreitung langfristig erzielbarer Erträge führt zwangsläufig zu überproportionalen Ertragsverlusten und damit auch zu Verlusten im Lebensstandard in der Folgezeit. Für die kurzfristigen wirtschaftlichen Erwägungen, die dem völlig überdimensionierten Sektor von Monat zu Monat noch eben gerade über die Runden helfen sollen, gibt es keinen vernünftigen Grund und in der GFP auch keinerlei rechtliche Grundlage.

– Schutz der mittelbar betroffenen Meeresumwelt: Die GFP muss außerdem über die Erhaltung der Zielarten hinausgehend den Erfordernissen von Artikel 6 EG und Artikel 174 EG uneingeschränkt Rechnung tragen, indem sie auch die mittelbar betroffene Meeresumwelt als Schutzgut anerkennt. Die auf den Schutz der marinen Ökosysteme insgesamt erweiterte Zielsetzung der neuen Grundverordnung gilt es zügig in die Praxis umzusetzen. Der Verhaltenskodex der Welternährungsorganisation (FAO) für verantwortungsvolle Fischerei sollte bei der konkreten Anwendung des Vorsorgeprinzips eine entscheidende Rolle spielen.

– Beendigung der Subventionen: Der Bau neuer Schiffe darf nicht mehr durch die Gemeinschaft oder die Mitgliedstaaten gefördert werden. Auch Subventionen, die nur mittelbar zum Erhalt der Überkapazitäten beitragen, sollten eingestellt werden. Die Mittel sollten ausschließlich für die zur Schrumpfung des Sektors erforderlichen, sozioökonomischen Maßnahmen, gegebenenfalls aber auch zur Stützung solcher Fischereien oder Erzeugergemeinschaften verwendet werden, die bereits den Erfordernissen der nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung Rechnung tragen.

– Effektive Fangquoten entsprechend den wissenschaftlichen Empfehlungen des ICES: Statt jährlich neu auszuhandelnder Fangquoten sollten mehrjährige Fangmengen- und Fangaufwandsbeschränkungen im Rahmen der Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllungspläne für alle relevanten Bestände *zwingendes* Erfordernis werden. Die besten verfügbaren wissenschaftlichen Prognosen (des ICES) zur Belastbarkeit der Bestände müssen dafür das alleinige Kriterium sein. Es sollte auch erwogen werden, die Quoten flexibler und gegebenenfalls als zwischen den Mitgliedstaaten handelbar auszugestalten.

– Schutzgebietsnetz: Für Nord- und Ostsee sollte eine gesamtheitliche Schutzgebietskonzeption erarbeitet werden, um spezifische dauerhafte oder zeitweilige Beschränkungen der Fischerei unter Berücksichtigung der jeweiligen regionalen Bedeutung für den Bestandserhalt, die sonstige Meeresumwelt sowie anderweitige Nutzungsansprüche adäquat festzulegen.

– Ausübungsregeln zur Verminderung von Beifängen und Rückwürfen: Die Beifänge sollten weiter vermindert werden, indem – soweit dies sachgerecht ist – größere Maschenöffnungen, sowie Scheuchvorrichtungen und Fluchtfenster vorgeschrieben werden und indem Leitlinien entwickelt werden, durch die die Fischer zur Meidung von beifangintensiven Gebieten angehalten werden. Das oben angesprochene Schutzgebietsnetz sollte insbesondere auch unter dem Aspekt der Beifänge festgelegt und ein generelles, mit wirksamen Sanktionen bewehrtes Rückwurfverbot eingeführt werden.

– Beschränkung der beifangintensiven Industriefischerei: Für den Weg zu einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft hat der Umweltrat schon im Umweltgutachten 2002 empfohlen, Beschränkungen vor allem bei der Industriefischerei vorzunehmen, da der Nutzen dieser Fischereien teilweise fraglich erscheint (SRU, 2002a, Tz. 749). Daran ist festzuhalten, soweit die Industriefischerei aufgrund ihrer engmaschigen Netze mit besonders schädlichen Beifängen einhergeht. Zur Beschränkung dieser Fischereien sollten spezifische Fangverbote und Schutzgebiete im Rahmen der integrierten Bewirtschaftungspläne festgesetzt werden.

– Umfassende, integrierte und langfristige Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllungspläne: Die Instrumente zur langfristigen, planerischen Ausrichtung der Fischerei sind grundsätzlich zu begrüßen; sie müssen nun dringend auch genutzt werden. Die langfristige Bewirtschaftungsplanung darf sich zudem nicht nur in einer TAC-Festlegung für einzelne Arten erschöpfen. Vielmehr müssen die Quoten in Art, Höhe und räumlicher Geltung mit den Schutzgebietskonzepten und den Anordnungen zu Fangmethoden in den Bewirtschaftungsplänen sachgerecht koordiniert werden. In den Plänen sollte zudem auch eine Verknüpfung mit den übrigen an die Meere gestellten Nutzungsansprüchen erfolgen, sie sollten also in eine noch zu schaffende marine Raumplanung eingebunden werden.

– Regelungskompetenzen der EU-Kommission: Der EU-Kommission sollten wesentlich mehr „Vollzugskompetenzen“ bei der Bewirtschaftung der Fangmengen und des Fischereiaufwands eingeräumt werden. Sie scheint einer strengeren Bewirtschaftung deutlich aufgeschlossener gegenüberzustehen als der Rat der Europäischen Union. Die vorgesehene Laufzeit von sechs beziehungsweise drei Monaten für Maßnahmen der Kommission beziehungsweise der Mitgliedstaaten dürfte regelmäßig zu kurz sein, um eine ernsthafte Gefährdung eines Bestandes tatsächlich nachhaltig abwenden zu können.

– Überwachung und Vollzug: Die schärferen Regelungen der neuen Grundverordnung werden zu einer Reduktion der Verstöße nur dann beitragen, wenn sie in der Praxis auch effektiv umgesetzt werden. Da die zuständigen Behörden der Mitgliedstaaten gerade in besonders von der Fischereiwirtschaft geprägten Regionen eher zur Großzügigkeit tendieren, sollte die Überwachung sehr viel mehr als bisher von zentralen, möglichst europäischen Einrichtungen der EU-Kommission übernommen oder zumindest überprüft werden. In ihren diesbezüglichen Regelungen geht die neue Grundverordnung in die richtige Richtung, allerdings bleibt auch das dort konzipierte gemeinsame Überwachungssystem schwach, wenn es nicht mit dem erforderlichen Personal und Mitteln ausgestattet wird. Nicht nur in diesem Punkt ist die Initiative der EU-Kommission für eine neue gemeinsame Fischereiaufsichtsbehörde zur zentralen, eigenverantwortlichen Organisation der Überwachung unter Rückgriff auf die Einsatzmittel der Mitgliedstaaten sehr zu begrüßen. Besonders wichtig erscheint auch eine Verschärfung der Sanktionen durch ein dahin gehend harmonisiertes Strafrecht der Mitgliedstaaten.

– Forschung und Entwicklung: In die Erforschung der Auswirkungen der Fischerei und in die Entwicklung umweltverträglicher Techniken und Methoden sollten wesentlich mehr Mittel investiert werden. Vor allem aber sollten die Fischereien als Verursacher umfassend zur Unterstützung der Forschung und Entwicklung gezwungen werden. Dies gilt zum einen für die Finanzierung und zum anderen – ganz besonders auch – hinsichtlich der erforderlichen Mitwirkung bei praktischen Untersuchungen vor Ort, der Dokumentation und systematischen Erfassung der Beifänge. Schon aus dem international anzuwendenden Vorsorgeprinzip ergibt sich insoweit eine Bringschuld des Fischereisektors.

476. Für den nationalen Kompetenzbereich empfiehlt der Umweltrat,

– für die 12-Seemeilen-Zone anspruchsvolle Bewirtschaftungsregeln und insbesondere differenzierte Schutzgebiete festzulegen, die die Baumkurrenfischerei in sensiblen Gebieten ausschließen und darüber hinaus Laich- sowie Aufzuchtgebiete so weit wie möglich von beeinträchtigender Fischerei freihalten. Er verkennt dabei nicht, dass die dafür in weitem Umfang zuständigen Bundesländer insbesondere im Wattenmeer bereits vielfältige begrüßenswerte Maßnahmen getroffen haben;

– für die AWZ angemessene Schutzgebiete nach der FFH-Richtlinie anzumelden auch im Hinblick auf die Bedeutung der Gebiete für die Reproduktion der Fischbestände;

– in eine für das Küstenmeer und die AWZ zu entwickelnden Raumplanung auch eine langfristige Schutz- und Schongebietsplanung einzubeziehen, um zu einer differenzierten gebietsadäquaten und mit den vielfäl-

tigen sonstigen Nutzungsansprüchen abgestimmten räumlichen Ordnung der Fischerei zu kommen;

– Aktionsprogramme und Leitfäden für eine umweltverträgliche, gute regionale Praxis der Fischerei unter Einbeziehung der Fischer zu entwickeln und

– durch massive Verschärfung der Kontrollen dafür zu sorgen, dass in den der deutschen Aufsicht unterliegenden Gewässern die Vorschriften zur verträglichen Ausübung der Fischerei eingehalten werden.

Zur Effektivierung der Fangmengenbewirtschaftung sollte ferner erwogen werden, die Fangquoten flexibler im Sinne individueller Verfügungsrechte der Fischer am Fischbestand auszugestalten. Durch die Stärkung individueller Verfügungsrechte am Fischbestand im Rahmen flexibler Quotenmanagementsysteme können die EU-Mitgliedstaaten innerhalb der Gemeinsamen Fischereipolitik einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der Fischbestände, zum Abbau von Überkapazitäten und zur Steigerung der Rentabilität der Fischereiwirtschaft leisten. Eine europaweite Harmonisierung der Implementierung von Quotenmanagementsystemen und flexible Transfers der individuellen Fangrechte innerhalb der EU dürften die Wirksamkeit des nationalen Fischereimanagements deutlich erhöhen. Vorzugswürdig gegenüber einem System handelbarer Fangquoten wäre dabei aus Sicht des Umweltrates – insbesondere für den küstennahen Raum – ein gruppenbasiertes Management auf der Basis räumlicher Verfügungsrechte.

3.6.2 Verminderung der Schadstoffbelastung

477. Der Schutz von Nord- und Ostsee vor dem Eintrag gefährlicher Stoffe erfordert eine grundlegend erweiterte, die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes einbeziehende Ausrichtung der Umwelt- und insbesondere der Chemikalienpolitik. Anlagenbezogene Emissionsbegrenzungen genügen alleine nicht. Einerseits werden diffuse Einträge nicht erfasst, andererseits decken technische Reinigungsmaßnahmen nicht das gesamte Stoffspektrum ab. Zudem ist die Abwasserbehandlung mit erheblichen Kosten verbunden. Konsequente Stoffverbote und Stoffverwendungsbeschränkungen für solche Stoffe, die nicht hinreichend an der Quelle zurückgehalten werden können, bilden daher neben strengen Emissionsgrenzwerten wesentliche Instrumente eines wirksamen Meeresumweltschutzes. Vor diesem Hintergrund gelangt der Umweltrat zu den folgenden Empfehlungen:

– Das so genannte Generationenziel der Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK) – kontinuierliche Reduktion der Einträge gefährlicher Stoffe bis zur vollständigen Unterbindung im Jahr 2020 mit dem Ziel, die Konzentrationen dieser Substanzen in der Meeresumwelt auf ein Niveau „nahe Null“ beziehungsweise nahe der natürlichen Hintergrundkonzentrationen zu senken – sollte in allen einschlägigen EG-Regelungen sowie in der Folge in der nationalen Gesetzgebung verankert werden. Ziel sollte es also sein, bis spätestens 2020 die Beendigung von Einträgen, Emissionen und Verlusten gefährlicher Stoffe in die Meeresumwelt zu erreichen. Eine Weiterentwicklung und Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie sämtlicher gefahrstoffrelevanter EU-Politiken im Hinblick auf die Verwirklichung sowohl der inhaltlichen als auch der zeitlichen Zielsetzungen der Generationenverpflichtung erscheinen geboten. Dafür sollte sich die Bundesregierung im Rahmen der Erarbeitung einer europäischen Meeresschutzstrategie bei den Verhandlungen über die neue EU-Chemikalienpolitik (REACH) und bei der gegenwärtigen Überprüfung der Pflanzenschutzmittelrichtlinie einsetzen.

– Der Umweltrat hält es ferner für erforderlich, auf eine Harmonisierung der Bewertungsschemata der europäischen Gewässerschutz- und Chemikalienpolitik mit den OSPAR- und HELCOM-Bewertungsschemata insbesondere für PBT-Stoffeigenschaften hinzuwirken. Die gegenwärtigen Bewertungsverfahren auf Gemeinschaftsebene berücksichtigen die Belange des Meeresumweltschutzes nicht ausreichend. In diesem Zusammenhang gilt es außerdem, die sowohl im Rahmen des OSPAR- als auch des Helsinki-Übereinkommens zutreffend vorgesehene Überwachung von Schadstoffen im Hinblick auf biologische Effekte tatsächlich gemeinschaftsweit durchzusetzen.

– Auch die Festlegung so genannter prioritärer Stoffe und die folgende Auswahl prioritärer gefährlicher Stoffe nach der Wasserrahmenrichtlinie müssen auf die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes abstellen. Als prioritäre gefährliche Stoffe sind zumindest diejenigen Schadstoffe zu qualifizieren, die in den Listen von OSPAR und HELCOM über prioritär zu behandelnde Stoffe genannt sind. Die gegenwärtige EU-Liste ist insbesondere mit Blick auf den Meeresumweltschutz defizitär. Das ist umso weniger verständlich, als die Wasserrahmenrichtlinie explizit unter anderem auf das OSPAR- und das Helsinki-Übereinkommen Bezug nimmt.

– Von essenzieller Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass sich die Mitgliedstaaten auf Gemeinschaftsebene zügig auf Emissionsgrenzwerte jedenfalls für die bislang als prioritär eingestuften 33 Stoffe verständigen und auf nationaler Ebene Emissionsgrenzwerte für weitere im Anhang der Wasserrahmenrichtlinie genannte Schadstoffe festlegen. Die Bundesregierung sollte sich konsequent dafür einsetzen, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nicht ein ähnliches Schicksal erfährt wie die der Gewässerschutzrichtlinie (76/464/EWG). Hier sind beispielsweise Hexachlorbenzole die einzigen persistenten organischen Schadstoffe, für die die EG bis heute Emissionsgrenzwerte bestimmt hat.

– Für die Erteilung von Emissionsgenehmigungen nach der Wasserrahmenrichtlinie sollte nach Auffassung des Umweltrates auch auf die Relevanz der Emissionen für die Meeresumwelt abgestellt werden, wobei die besondere Senkenfunktion des Meeres und dementsprechende besondere Konzentrationstendenzen wesentlich zu berücksichtigen sind. Abzustellen ist dabei auf den über eine Seemeile hinausgehenden Wirkbereich der Wasserrahmenrichtlinie.

– Die in dem Stockholmer Übereinkommen sowie in dem Protokoll zum UN/ECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe verabschiedeten Vorgaben über Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung bestimmter POP sollten umgehend entsprechend dem Vorschlag der EU-Kommission auch in verbindliches Gemeinschaftsrecht übernommen und national umgesetzt werden.

– Darüber hinaus sollten alle Substanzen, die in den beiden internationalen POP-Übereinkünften nicht genannt werden, aber PBT- und vPvB-Eigenschaften haben, ebenso wie hormonell wirksame Stoffe dem Zulassungsverfahren nach REACH und dem Pflanzenschutzmittel- und Biozid-Zulassungsverfahren unterliegen. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, sich im Laufe der weiteren REACH-Verhandlungen sowie bei der Überprüfung des Pflanzenschutzmittelrechts entsprechend zu positionieren und darauf zu drängen, dass die von der EU-Kommission in ihrem Verordnungsentwurf vorgeschlagene Einbeziehung von PBT- und vPvB-Stoffen in das REACH-Zulassungsverfahren weiterverfolgt wird.

– Der Umweltrat ist im Übrigen der Auffassung, dass eine Zulassung für Pflanzenschutzmittel, Biozide und andere Chemikalien mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen oder sehr persistenten und sehr bioakkumulierenden Eigenschaften nur in Ausnahmefällen erteilt werden sollte, wenn an der Verwendung ein überwiegendes öffentliches Interesse besteht und Alternativen nachweisbar nicht zur Verfügung stehen. Dies gilt unabhängig davon, ob Stoffe für den innergemeinschaftlichen Handel oder für den außergemeinschaftlichen Transport hergestellt werden.

– Die Substitution gefährlicher Stoffe sollte in der EU-Chemikalienpolitik verankert und konsequent durchgesetzt werden. Daher ist die Verfügbarkeit von weniger gefährlichen Alternativstoffen als ein eigenständiger Versagungsgrund für eine Stoffzulassung unter dem REACH-System und im Pflanzenschutzmittelrecht zu etablieren.

– Dem möglichen Eintrag insbesondere von PCB und DDT aus kontaminierten Böden als Folge von Sanierungsmaßnahmen sollte verstärkte Aufmerksamkeit beigemessen werden. Letzteres gilt in besonderer Weise auch für die so genannten neuen (polaren) Schadstoffe sowie für Pharmazeutika.

– Die einzelstaatlichen Handlungsspielräume im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU sollten zur Förderung von extensiven Anbaumethoden mit geringerem Planzenschutzmitteleinsatz genutzt werden.

– Zum Erreichen des Generationenziels im Bereich der Schwermetallkonzentrationen sind weitere Anstrengungen erforderlich. Für Cadmium und Quecksilber bestehen realisierbare Minderungspotenziale. Der Ausstieg aus der Verwendung cadmiumhaltiger Akkumulatoren sollte rechtlich verankert, die umweltgerechte Entsorgung alter Nickel-Cadmium-Batterien tatsächlich durchgesetzt werden. Im Hinblick auf Quecksilberbelastungen plädiert der Umweltrat für einen Ausstieg aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse. Stattdessen können quecksilberfreie Membranverfahren eingesetzt werden.

– Radioaktive Einleitungen in die Meeresumwelt sollten gänzlich beendet werden. Da die Verklappung radioaktiver Abfälle im Meer nicht (mehr) erlaubt ist, ist es nach Auffassung des Umweltrates nur konsequent, auch die Einleitungen radioaktiver Abwässer zu verbieten. Die „kontrollierte“ Einbringung ist keineswegs mit geringeren Auswirkungen auf die Meeresumwelt verbunden.

3.6.3 Verminderung der Nährstoffeinträge

478. Der Umweltrat begrüßt die anspruchsvollen Zielsetzungen der regionalen Meeresschutzorganisationen, insbesondere das Idealziel zur Verminderung der Nährstoffeinträge und vor allem das ehrgeizige Ziel der OSPAR-Kommission und der 5. Internationalen Nordseeschutzkonferenz, bis 2010 zu einer Meeresumwelt ohne anthropogene Eutrophierung zu gelangen. Zugleich muss der Umweltrat jedoch feststellen, dass die auf dem Weg zu diesem Idealzustand unerlässlichen Einschnitte bei der landwirtschaftlichen Düngung schlechthin nicht erfolgen. Wenn die Landwirtschaft den ökologischen Bedingungen der Nachhaltigkeit insbesondere auch unter dem Gesichtspunkt des (Meeres-)Gewässerschutzes angepasst werden soll, bleibt eine weitere, über den im Juni 2003 erzielten Agrar-Kompromiss hinausgehende Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik vor allem im Hinblick auf folgende Punkte unverzichtbar:

– Die auf Produktionssteigerung ausgerichteten Ziele des Artikel 33 Abs. 1 EG sollten durch eine umweltorientierte Formulierung ersetzt werden,

– die Meeresumweltschutzziele sind tatsächlich in die Gestaltung der Landwirtschaftspolitik zu integrieren (Artikel 6 EG),

– die Zahlung von Agrarbeihilfen ist konsequent, also ohne weitreichende Ausnahmen von der Produktionsmenge zu entkoppeln;

– die Modulation, das heißt die Umschichtung von Finanzmitteln von der 1. in die 2. Säule der GAP, sollte in einem erheblich größeren Umfang als vorgesehen vollzogen werden.

Für eine dahin gehende weitere Reform der GAP sollte sich die Bundesregierung nachdrücklich einsetzen. Ungeachtet dessen sollte sie die im Rahmen der GAP bestehenden nationalen Handlungsspielräume voll ausschöpfen und Agrarfördermittel so weit als möglich für Umweltschutzmaßnahmen zur Verfügung stellen sowie insbesondere die nationalen Agrarumweltprogramme nach der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 konsequent an Umwelt- und Naturschutzzielen ausrichten.

479. Bedeutende Verminderungen der Nährstoffbelastungen wären auch zu erreichen, wenn die Nitratrichtlinie beziehungsweise die Düngeverordnung in der Praxis endlich auch – wie eigentlich geboten – auf Küsten- und

Meeresgewässer angewendet würden. Eutrophierte oder eutrophierungsgefährdete Küsten- und Meeresbereiche sind nach dem geltenden Recht als gefährdete Gebiete auszuweisen und zu behandeln. In den zur Sanierung beziehungsweise Erhaltung dieser Gebiete aufzulegenden Aktionsprogrammen müssten sodann geeignete Maßnahmen festgelegt werden. Dabei sollte beispielsweise eine Stickstoffmenge deutlich unterhalb von 170 (Ackerland) beziehungsweise 210 (Grünland) kg N pro Hektar im Jahr festgesetzt werden, wenn dies die jeweiligen Standortbedingungen und die Verhältnisse in Nord- und Ostsee erfordern.

480. Die besonderen Schutzerfordernisse der beiden Meere sollten maßgeblich in die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie aufzustellenden Maßnahmenprogramme Eingang finden. Die zuständigen Behörden können und müssen dementsprechend Festlegungen erforderlichenfalls auch in Bezug auf landwirtschaftliche Aktivitäten in einer Flussgebietseinheit treffen.

481. In Anbetracht der zum Teil schwierigen Überwachung im Bereich der Landwirtschaft plädiert der Umweltrat dafür, sich in den nächsten Aktionsprogrammen sowie später in den Maßnahmenprogrammen eher auf wenige, dafür aber kontrollierbare und gleichzeitig für den Gewässerschutz effektive Bestimmungen zu konzentrieren. Solche „vollzugsfreundlichen“ und wirksamen Instrumente sieht der Umweltrat vor allem

– in einer flächenabhängigen Tierbesatzbegrenzung,
– in einer ganzjährigen Pflanzendecke mit Zwischenfruchtanbau und Winterbegrünung,
– in einem konsequenten Nachweis der für die Ausbringung von Wirtschaftsdung zur Verfügung stehenden Fläche,
– zumindest bei viehstarken Betrieben in der konsequenten Durchsetzung von Vorhalteeinrichtungen zur Lagerung des Wirtschaftsdungs während der Winterzeit auf der Grundlage nachträglicher Anordnungen gemäß den §§ 17 Abs. 1, 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG zwecks geordneter Abfallbeseitigung sowie
– in einem weitreichenden Verbot des Grünlandumbruchs.

482. Nur bei ausreichender Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen kann erreicht werden, dass die Landwirte kooperativer an diesen Maßnahmen mitwirken. Beratung, Schulung und Kooperation sind in diesem Zusammenhang von wesentlicher Bedeutung. Notwendig sind zudem gemeinschaftsweit harmonisierte Bilanzierungsmodelle zur Nährstoffsaldierung, um Klarheit darüber zu gewinnen, wie sich die einzelbetriebliche Situation überhaupt darstellt.

483. Auch Abwässer kleinerer Gemeinden sind regelmäßig stark mit Phosphaten und Stickstoff vorbelastet. Eine weitergehende Abwasserbehandlung mit Nährstoffreduzierung nach der Kommunalabwasserrichtlinie sollte von daher aus Vorsorgegründen flächendeckender Standard werden. Die Möglichkeit, so genannte weniger empfindliche Gebiete auszuweisen, sollte abgeschafft werden. Für eine entsprechende Änderung der Kommunalabwasserrichtlinie sollte sich die Bundesregierung einsetzen. Auf nationaler Ebene misst der Umweltrat der bundesweiten Einhaltung des jetzt in der Abwasserverordnung für große Kläranlagen verankerten Konzentrationswertes für Stickstoff von 13 mg/l maßgebliche Bedeutung zu.

484. In hohem Maße regelungsbedürftig sind die Emissionen aus der Seeschifffahrt. Die Standards auf See dürfen nicht länger eklatant hinter denjenigen an Land zurückbleiben. Während nach der NEC-Richtlinie beabsichtigt ist, die landseitigen NO_x-Emissionen gemeinschaftsweit bis 2010 auf jährlich 6,5 Mio. Mg im Vergleich zu 13,4 Mio. Mg in 1990 zu reduzieren, wird für die schifffahrtsbedingten Einträge bis 2010 von einem Anstieg auf 4,01 Mio. Mg beziehungsweise 4,6 Mio. Mg bei einem 1,5%igen beziehungsweise bei einem 3%igen Wachstum gegenüber 1990 mit 2,8 Mio. Mg ausgegangen.

3.6.4 Verminderung der Umweltbelastungen und -gefährdungen durch die Schifffahrt

485. Die Seeschifffahrt bedarf nach Überzeugung des Umweltrates einer grundlegenden Ökologisierung. Die heute noch von ihr ausgehenden Belastungen und Risken entsprechen bei Weitem nicht dem Maß an Umweltverträglichkeit, das durch Einsatz moderner Techniken und Praktiken mit zumutbaren Investitionen erreichbar ist. Wie im Bereich des landseitigen Umweltschutzes gilt es, das Vorsorge- und Verursacherprinzip endlich auch auf die Schifffahrt konsequent anzuwenden, um die Risiken für Nord- und Ostsee so weit als möglich zu minimieren. Die freie Nutzung der Meere ist entsprechend zu relativieren. Dies setzt einerseits eine deutliche Verschärfung und Weiterentwicklung der geltenden Umweltschutz- und Sicherheitsanforderungen und andererseits einen wesentlich besseren Vollzug auch der bereits geltenden Bestimmungen voraus. Dem Umweltrat erscheinen dabei die folgenden Punkte von besonderer Bedeutung.

Die besondere strategische Verantwortung der EU

486. Da die internationale Staatengemeinschaft sich im Rahmen des Seerechtsübereinkommens und der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (International Maritime Organization – IMO) auf eine weitgehend freie Befahrung der Meere geeinigt und damit zugleich die einzelstaatlichen Restriktionsmöglichkeiten stark eingeschränkt hat, muss die Forderung nach strengeren Umwelt- und Sicherheitsmaßnahmen grundsätzlich vor allem an die IMO als das zuständige internationale Gremium und dessen völkerrechtliches Regime gerichtet werden. Zur Durchsetzung strengerer Vorkehrungen zeigt die IMO sich aber kaum bereit. Allenfalls in langwierigen Entscheidungsprozessen kommt es zu Verschärfungen der bestehenden Bestimmungen. Obwohl die – insbesondere als Reaktion auf die Havarien der „Erika“ und der „Prestige“ – erlassenen Regelungen der EG offensichtlich auf die Weiterentwicklung des maßgeblichen internationalen Rechts Einfluss genommen haben, bestehen weiterhin Unsicherheiten darüber, inwieweit die EU auch ohne

Zustimmung der IMO regionale Schutzmaßnahmen ergreifen kann. IMO und EU haben erst kürzlich tatsächlich begonnen, die Kompetenzverteilung untereinander zu klären. In jedem Fall sollte sich die EU – neben verantwortungsbewussten Einzelstaaten – innerhalb der IMO engagieren. Ihre regionalen Schutzstandards können wesentliche Impulse für die internationale Ebene liefern. Auf die 15 alten Mitgliedstaaten der EU entfallen über 10 % der Welttonnage, auf die zehn Beitrittsländer weitere 10 %, dabei insbesondere auf Malta 5 % und Zypern 4 % (EU-Kommission, 2002k, S. 13). Ein durch die EU koordiniertes Auftreten dieser 25 Länder im Rahmen der IMO kann eine weitere Anstoßwirkung auf internationaler Ebene entfalten. Der Umweltrat begrüßt daher die Absicht der EU-Kommission, den Beitritt der EU zur IMO zu betreiben und rät der Bundesregierung dazu, dieses Vorhaben aktiv zu unterstützen.

Auch mit einer Verbesserung des Vollzugs der geltenden völker- und europarechtlichen Umweltschutz- und Sicherheitsbestimmungen könnte und sollte die EU einen bedeutenden Beitrag leisten. Die Schiffskontrollen durch die Mitgliedstaaten (als Flaggenstaaten und als Hafenstaaten) weisen sowohl qualitativ als auch quantitativ nach wie vor erhebliche Defizite auf. Die unmittelbar nach Ablauf der Umsetzungsfristen eingeleiteten Vertragsverletzungsverfahren betreffend die Richtlinie über Hafenstaatkontrollen belegen dies eindrucksvoll. Von daher erscheint die Einrichtung einer EU-Kontrollinstanz mit Koordinierungs- und Überwachungskompetenzen und entsprechender personeller und sachlicher Ausstattung als ein wichtiger Schritt zur besseren, einheitlichen Durchsetzung.

Maßnahmen bezüglich der Schiffssicherheit

487. Die zur Verbesserung der Schiffssicherheit zu treffenden Maßnahmen sollten vor allem Folgendes erreichen:

- *Bauliche Anforderungen:* Das auf EU-Ebene beschlossene phasing-out von Ein-Hüllen-Tankschiffen gestaffelt nach Schiffskategorien bis 2005 beziehungsweise spätestens bis 2010 sowie das Transportverbot von Schweröl in solchen Tankschiffen sind nunmehr in die Praxis umzusetzen. Der Umweltrat hält ein europäisches Hafenanlaufverbot ab 2010 für sämtliche Ein-Hüllen-Tankschiffe für vereinbar mit den völkerrechtlichen Vorgaben. Übersehen werden darf allerdings nicht, dass ein Verbot dieser Tankschiffe allein keine vollkommene Sicherheit garantiert. Das Risiko der durch Maschinenschäden verursachten Schiffsunfälle sollte daher unabhängig von der Bauweise durch den Einbau eines Ersatzmotors, der das Schiff manövrierfähig halten kann, minimiert werden. Zudem sind unbedingt auch bei Doppelhüllen-Tankschiffen regelmäßige Qualitätskontrollen sicherzustellen. Schließlich sollte gemeinschafts- und völkerrechtlich geregelt werden, dass der Raum zwischen den beiden Böden nicht als zusätzliche Transportkapazität für Öle oder sonstige gefährliche Schadstoffe oder Flüssigkeiten genutzt werden darf.
- *Angemessene Ausbildung der Schiffsbesatzung*: Verstärktes Augenmerk muss auf die Qualifikation der Schiffsbesatzungen gerichtet werden. Es sollte dringlich angestrebt werden, dass zukünftig auch die „alten“, das heißt die vor 2002 ausgebildeten Seeleute die Anforderungen des Übereinkommens über Normen für die Ausbildung, die Erteilung von Befähigungszeugnissen und den Wachdienst von Seeleuten (International Convention on Standards of Trading, Certification and Watchkeeping – STCW) von 1995 beziehungsweise der entsprechenden europäischen Richtlinie 2001/25/EG erfüllen.
- *Hinreichende Hafenstaatkontrollen*: Es sollte sichergestellt werden, dass alle Mitgliedstaaten für sämtliche Häfen und Ankerplätze eine ausreichende Anzahl von Inspektoren bereitstellen und jedenfalls die Mindestkontrollquote von 25 % erfüllen. Einzelne Häfen dürfen nicht zu Gefälligkeitshäfen werden. Hier gilt es in besonderer Weise auch, aber keineswegs nur, auf die Beitrittsländer Zypern und Malta einzuwirken.
- *Moderne Überwachungs- und Informationssysteme:* Neue Überwachungs- und Informationssysteme werden die Sicherheit im Seeverkehr erhöhen. Die Bundesregierung sollte gleichwohl weiter auf die Einführung einer Lotsenannahmepflicht jedenfalls für bestimmte Seegebiete wie etwa den Ostseezugang und die Kadetrinne, auf zusätzliche Schutzmaßnahmen im Rahmen der Ausweisung des Wattenmeeres als besonders empfindliches Seegebiet (Particularly Sensitive Sea Area – PSSA) und auf die Anerkennung auch der Ostsee als PSSA hinwirken.
- *Bündelung der nationalen Vollzugszuständigkeiten:* Die unterschiedlichen Zuständigkeiten des Bundes und der Länder diesseits und jenseits der 12-Seemeilen-Grenze, die Zuständigkeit verschiedener Dienststellen, der Rückgriff für den Vollzug von Bundesaufgaben auf Ländereinrichtungen usw. bedingen eine uneinheitliche und unübersichtliche Organisation der im Bereich des Seeverkehrs relevanten Aufgabenwahrnehmung. Der Umweltrat regt insbesondere auch im Hinblick auf die Effektivität dringend an, die vielfältigen Entscheidungsbefugnisse zu bündeln. Das gemeinsame Havariekommando ist ein erster begrüßenswerter Schritt in diese Richtung. Weitergehend sollten die hoheitlichen maritimen Dienste des Bundes (Einsatzfahrzeuge des BMVBW, BGS-See, Seezoll, Fischereiaufsicht) in einer Deutschen Küstenwache unter der Zuständigkeit eines Bundesministeriums zusammengefasst werden.

Maßnahmen zur Verminderung betriebsbedingter (illegaler) Einleitungen

488. Im Hinblick auf die Einleitungen von Betriebs- und Ladungsrückständen und das Einbringen von Schiffsabfällen in die Meere plädiert der Umweltrat dringend dafür, diesem Verschmutzungspfad verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Es ist nicht länger hinnehmbar, dass Nord- und Ostsee weiterhin als „Müllkippe“ missbraucht und auf den Meeren nicht ansatzweise die gleichen Überwachungsstandards praktiziert werden wie an

Land. Zwar stellen die Anforderungen der Anlagen des Internationalen Übereinkommens von 1973/78 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) eine durchweg relativ strenge Basis für den Schutz der Meeresumwelt dar. Bedenklich ist jedoch die weiterhin hohe Anzahl rechtswidriger Einleitungen. Als Ursachen für die rechtswidrigen Einleitungen sind fehlende Auffangeinrichtungen in den Häfen, eine uneinheitliche Anwendung der MARPOL-Regeln sowie eine unzureichende Überwachung und Verfolgung von Verstößen auszumachen. Die EU-Maßnahmen betreffend Hafenauffangeinrichtungen, Hafenstaatkontrollen und Verkehrsüberwachung stellen wichtige – wenngleich ergänzungsbedürftige – Schritte dar, um dieser inakzeptablen Situation entgegenzusteuern.

Maßnahmen zur Verminderung der schifffahrtsbedingten Luftverunreinigungen

489. Was schließlich die schifffahrtsbedingten Luftverunreinigungen betrifft, so führen die gegenwärtig fehlenden internationalen beziehungsweise ungenügenden gemeinschaftlichen Abgasvorschriften für den Verkehr auf See dazu, dass im Prinzip extrem umweltschädliches Bunkeröl anstelle marinen Dieselöls als Kraftstoff verwendet wird. Der Umweltrat hält es deswegen für erforderlich, zumindest zunächst für die Gemeinschaftsgewässer und -häfen Grenzen für den Schwefelgehalt des in der Seeschifffahrt verwendeten Kraftstoffs verbindlich vorzugeben. In gleicher Weise sollten dringend die NO_x-Emissionen verbindlich begrenzt werden. Die Einhaltung strengerer Emissionsstandards sollte so weit wie möglich auch durch finanzielle Anreize unterstützt werden, wie zum Beispiel durch günstigere Liegegebühren und reduzierte Gebühren für Kontrollen.

Haftungsrechtliche Anreize zur Anwendung der Umwelt- und Sicherheitsbestimmungen

490. Strafrechtliche Sanktionen und finanzielle Haftung können prinzipiell einen hohen Anreiz setzen, bestehende Umweltschutz- und Sicherheitsbestimmungen einzuhalten und auch darüber hinausgehend Sicherheits- und Vorsorgevorkehrungen zu treffen. Voraussetzung ist allerdings, dass die Haftungsbestimmungen international scharf genug gefasst sind und auch zuverlässig vollzogen werden. Das ist gegenwärtig allem Anschein nach nicht der Fall, insbesondere genügt die zivilrechtliche Haftung offensichtlich nicht, um den Einsatz veralteter Schiffe und Sicherheitssysteme abzuwenden. Neben eine Verschärfung der zivilrechtlichen Ausgleichspflichten hinsichtlich der Haftungsgrenzen müssen daher nach Auffassung des Umweltrates dringend schärfere strafrechtliche Sanktionen treten und zwar für jede Person, die vorsätzlich oder grob fahrlässig eine Verschmutzung des Meeres verursacht oder zu einer solchen Verschmutzung beigetragen hat. Die Sanktionsandrohungen sollten also nicht nur den Kapitän oder Schiffseigentümer treffen, sondern insbesondere auch die verantwortlich handelnden Personen der Klassifikationsgesellschaft oder der Gesellschaft, in deren Eigentum die Fracht steht. Deshalb ist zu bedauern, dass ein entsprechender Richtlinienvorschlag der EU-Kommission vom Ministerrat im Hinblick auf die strafrechtlichen Sanktionen nicht mitgetragen wird.

3.6.5 Schutz der örtlichen Lebensräume

491. Nord- und Ostsee sind seit Langem keine baulich unberührten Naturflächen mehr. Vielmehr werden sie in noch immer rasch zunehmendem Maße von Eingriffen insbesondere durch Bergbau, Baggergutverklappung, Pipelines, Kabeltrassen und zukünftig auch durch Offshore-Windenergieanlagen geprägt. Diese örtlichen Eingriffe können – neben und in Verbindung mit den ubiquitären Belastungen durch Schifffahrt, Fischerei und Stoffeinträge – in erheblichem und noch zunehmendem Maß zur Gefährdung, Schädigung und Vernichtung der marinen Lebensgemeinschaften und ihrer Lebensräume beitragen. Anzahl und Größe vergleichsweise unberührter und ungestörter Lebensräume, die zugleich als Aufzucht- und Rückzugsregionen dienen können, nehmen rasch weiter ab.

Vor diesem Hintergrund müssen dringend wirksamere Maßnahmen als bisher getroffen werden, um zum einen ökologisch besonders wertvolle Gebiete, insbesondere ausreichende Aufzuchts-, Rast- und Rückzugsgebiete, von störenden Nutzungen gänzlich freizuhalten und zum anderen flächendeckend einen Mindestschutz gegen übermäßige Eingriffe zu erzielen.

492. Um einen gebietsbezogenen Schutz besonders wertvoller und/oder sensibler Lebensräume und Arten zu gewährleisten, empfiehlt der Umweltrat der Bundesregierung, das durch die FFH-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie ebenso wie durch die HELCOM-BSPA und das OSPAR-Schutzgebietsprogramm angestrebte integrierte Schutzgebietsnetz so zügig und effektiv wie möglich zu etablieren und dazu insbesondere

– kurzfristig alle jene Meeresgebiete effektiven Schutzbestimmungen zu unterstellen, die nach heutigem Kenntnisstand und insbesondere nach den naturschutzfachlichen Einschätzungen des Bundesamtes für Naturschutz als besonders bedeutsam für die Meeresumwelt oder Zugvögel zu gelten haben;

– die Erforschung der marinen Ökosysteme von Nord- und Ostsee weiter zu intensivieren, um anhand neuer Erkenntnisse über besonderen örtlichen Schutzbedarf gegebenenfalls weitere Schutzgebiete zu bestimmen;

– auf eine stringente, transparente Verknüpfung, Harmonisierung und Vereinfachung der verschiedenen Schutzprogramme, Schutzgebietskategorien und -kriterien hinzuwirken, insbesondere auch auf die Integration der artspezifischen Schutzbestimmungen aus den jeweiligen Artenschutz-Übereinkommen;

– entweder auf gesetzlicher Ebene oder durch Verwaltungsvorschriften in enger Abstimmung mit OSPAR und HELCOM einheitliche Rahmenbestimmungen zu Meeresschutzgebieten zu treffen. Diese Rahmenbestimmungen sollten einheitliche Kriterien für den Ausschluss von unverträglichen Nutzungen sowie für die Zulassung von Nutzungen und das Gebietsmanagement und Monitoring enthalten;

– als Teil einer nationalen Meeresschutzstrategie in Zusammenarbeit von Bund und Ländern einen nationalen Schutzgebietsplan für Nord- und Ostsee zu erstellen;

– eine marine Raumplanung analog zur landseitigen Raumordnung einzuführen, um flächendeckend zu gewährleisten, dass die vielfältigen Nutzungsansprüche untereinander und mit den Belangen des Meeresumweltschutzes förmlich und verbindlich dahin gehend abgestimmt werden, dass in wertvollen oder sensiblen Lebensräumen keine „Gewerbe- oder Industriegebiete" platziert werden.

493. Um einen ausreichenden flächendeckenden Mindestschutz zu gewährleisten, sollte nach Überzeugung des Umweltrates insbesondere für Bauvorhaben auf See ein einheitliches, harmonisiertes marines Zulassungsrecht geschaffen werden. Dabei sollte

– in der Zulassungsentscheidung den zuständigen Behörden analog zum Bewirtschaftungsermessen der wasserrechtlichen Gestattung ein planerisches Ermessen eingeräumt werden;

– die Genehmigungspraxis durch konkretisierende Verwaltungsstandards für die Meeres-UVP und die seewärtige Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zum sorgsamen Umgang mit den marinen Lebensräumen angehalten werden;

– das Kompensationsgebot der naturschutzrechtlichen Eingriffs-/Ausgleichsregelung durch Identifizierung von meeresspezifischen Ausgleichsmöglichkeiten auch für die Meeresnatur fruchtbar gemacht werden.

494. Hinsichtlich der einzelnen Nutzungsarten besteht unterschiedlicher spezifischer Regulierungs- und Überwachungsbedarf im Hinblick auf die jeweiligen besonderen Umweltrisiken. Vielfach fehlen noch verbindliche Regelwerke und konkrete Anforderungen, die die Minimierung von Eingriffen und Risiken nach dem Stand der besten verfügbaren Techniken gewährleisten. Nicht selten steht auch die Umsetzung bereits existierender Beschlüsse und Empfehlungen von OSPAR und HELCOM aus. Gegenüber den spezifischen Eingriffsformen sieht der Umweltrat vorrangig folgenden Handlungsbedarf:

Offshore-Anlagen: Generell sollte durch Streichung der so genannten Rohstoffsicherungsklausel (§ 48 Abs. 1 Satz 2 BBergG) gewährleistet werden, dass durch Schutzgebietsfestsetzungen bergbauliche Aktivitäten ausgeschlossen werden können, soweit dies die Erhaltungs- und Schutzziele erfordern. Im Hinblick auf den drohenden Wildwuchs der „Windparks" sollte die Regelung zu den Eignungsgebieten in § 3a Seeanlagenverordnung dahin gehend geändert werden, dass Windkraftanlagen grundsätzlich nur in den Eignungsgebieten errichtet werden dürfen. Der Zulassungstatbestand der Seeanlagen sollte in eine Ermessensentscheidung umgewandelt werden, damit insbesondere die Zulassung von Windkraft-Anlagenparks durch das zuständige Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie planvoll gesteuert und im Hinblick auf die aus laufenden Begleitforschungen zu erwartenden Erkenntnisse über die Umweltauswirkungen zeitlich gestaffelt werden kann.

Kabel und Pipelines: Vorrangig ist neben gründlichen Umweltverträglichkeits- und Alternativenprüfungen insbesondere die weitest mögliche Bündelung der Leitungen. Dazu bedarf es zwingend einer umfassenden Bedarfs- und Netzplanung für Nord- und Ostsee, die gegebenenfalls auch Infrastrukturen wie marine Spannwerke einbeziehen muss und die durch eine marine Raumplanung mit anderen Nutzungen abgestimmt und in rechtsverbindliche Form gebracht werden sollte.

Sedimententnahme: Die Pflicht zur Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung sollte auf Abbauvorhaben mit weniger als 10 ha Fläche oder 3 000 Mg Tagesförderung ausgedehnt und der Sedimentabbau in Naturschutzgebieten jeder Art vollständig verboten werden.

Baggergutumlagerung und -verklappung: Die bei der Verklappung und Umlagerung einzuhaltenden Anforderungen einschließlich der besonderen Prüfungskriterien der Umweltverträglichkeitsprüfung, der maximal zulässigen Schadstoffgehalte, der anzuwendenden technischen Verfahren sowie des Monitorings, sollten in Anlehnung an die „Handlungsanweisungen Baggergut Küste" sowie „Handlungsanweisungen Baggergut Binnengewässer" auf eine einheitliche bundesrechtliche und möglichst auch auf eine EG-rechtliche Grundlage gestellt werden.

Marikultur: Die HELCOM-Empfehlungen 20/1 vom 23. März 1999 zur umweltverträglichen Marikultur sollten alsbald und unter Berücksichtigung der einschlägigen Bestimmungen des „Verhaltenskodex für eine verantwortungsvolle Fischerei" der FAO vollständig in europäisches und nationales Recht umgesetzt werden. Dabei sollte insbesondere eine Umweltverträglichkeitsprüfung und eine Anbindung der Standortwahl an raumplanerische Eignungskriterien vorgesehen werden. Es sollten die Austräge von Phosphaten und Nitraten ebenso wie der Einsatz von Medikamenten begrenzt, Maßnahmen gegen das Freisetzen von Zuchtfischen vorgeschrieben und Regelungen zur regelmäßigen Überprüfung der Zuchteinrichtungen getroffen werden.

Tourismus: Die umweltverträglichere Gestaltung und Lenkung der Tourismusaktivitäten stellt eine stark von den örtlichen und regionalen Gegebenheiten geprägte und ganz überwiegend von den betreffenden Kreisen und Gemeinden zu bewältigende Herausforderung dar. Ungeachtet der regionalen Besonderheiten kommt in der Regel der Einrichtung von Schutzgebieten und dem lückenlosen Vollzug der Gebietsschutzbestimmungen eine zentrale Bedeutung zu. Bedeutsam und ausbaufähig ist zudem die Überprüfung und Bewertung des örtlichen und regionalen Tourismus anhand möglichst aussagekräftiger, einheitlicher Kriterien. Das mit der Umweltdachmarke „Viabono" verfolgte Konzept der Umweltverträglichkeitsbewertung und aktiven Vermarktung umweltfreundlicher Tourismusangebote stellt insoweit einen richtigen und förderungswürdigen Ansatz dar.

4 Strategien für eine effektive Meeresumweltschutzpolitik

495. Der Blick auf die einzelnen Aktionsfelder des Meeresumweltschutzes offenbart neben den zahlreichen sektorspezifischen Problemen, Handlungsdefiziten und Handlungsmöglichkeiten auch einige grundlegende, bereichsübergreifende Zielsetzungsfragen, Erfolgshindernisse und Steuerungsmängel.

Von fundamentaler Bedeutung ist insbesondere die Frage nach dem für die Meeresumwelt anzustrebenden Vorsorge- und Schutzniveau (Kapitel 4.1). Diese Frage betrifft zum einen die Bezugspunkte (Schutzgüter) und die Art und Weise der Schutzzielbestimmung. Dazu bündelt das sich international etablierende Leitbild des „ökosystemaren Ansatzes“ einige grundlegende – teilweise präzisierungsbedürftige – strategische Regeln, ohne zugleich materielle Zielvorgaben abzuleiten. Insoweit sind zum anderen konkrete Schutz- und Erhaltungszustände zu bestimmen.

Für die Erreichung des gewünschten Umweltschutzniveaus sind sodann einige allgemeine institutionelle und instrumentelle Steuerungsprobleme von besonderer Bedeutung, namentlich

– in der Aufgaben- und Kompetenzverteilung zwischen internationaler, europäischer und nationaler Ebene (Kapitel 4.2);

– beim Vollzug und bei der Durchsetzung der völkerrechtlichen Zielsetzungen, Beschlüsse und Empfehlungen zum Meeresumweltschutz (Kapitel 4.3);

– bei der integrierten Behandlung aller relevanten Faktoren der Meeresumweltbelastung und

– bei der Integration der Erfordernisse des Meeresumweltschutzes in andere Sektorpolitiken (Kapitel 4.4).

4.1 Grundfragen der Schutzzielbestimmung

4.1.1 Der ökosystemare Ansatz

496. Im Zusammenhang mit der Schutzzielbestimmung verweisen die internationalen Schutzregime und die EU nahezu durchgehend auf den so genannten „ökosystemaren Ansatz“ (CBD, Beschluss V/6). Wie schon erwähnt, bündelt dieser auf die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity – CBD) zurückzuführende Ansatz einige strategische Regeln zu Bestimmung und Umsetzung von ökologischen Schutzzielen. Der Zielbestimmung stehen vor allem zwei Grundsätze voran, die im Wesentlichen auch dem allgemeinen Vorsorgeprinzip inhärent sind, nämlich dass

– im Rahmen einer ganzheitlichen Betrachtungsweise nicht nur einzelne Arten und Erscheinungsformen der Meeresumwelt, sondern die Ökosysteme in ihren Funktionszusammenhängen zu schützen sind und

– die Schutzziele unter abwägender Beachtung der drei Ziele des Übereinkommens, nämlich der Erhaltung, der nachhaltigen Nutzung und des gerechten Vorteilausgleichs, zu bestimmen sind.

Unter Beachtung dieser Maximen sollen „die Ziele des Managements (Land, Wasser und lebende Ressourcen)“ einer gesellschaftlichen (Abwägungs-)Entscheidung obliegen, wie durch das erste der zwölf CBD-Leitprinzipien zum ökosystemaren Ansatz herausgestellt wird (CBD, Beschluss V16, siehe Kasten).

Zwölf Prinzipien des Ökosystemansatzes der CBD

1. Die Ziele des Managements (Land, Wasser und lebende Ressourcen) obliegen einer gesellschaftlichen Entscheidung.
2. Das Management sollte soweit wie möglich dezentralisiert gestaltet werden.
3. Die Manager von Ökosystemen sollten die Effekte (aktuelle und potenzielle) ihrer Aktivitäten auf angrenzende Ökosysteme betrachten.
4. In Anerkennung des möglichen Zugewinns durch die Bewirtschaftung besteht normalerweise die Notwendigkeit, Ökosysteme in einem wirtschaftlichen Zusammenhang zu begreifen und zu verwalten. Derartige Programme zur Bewirtschaftung von Ökosystemen sollten:
   – diejenigen Marktverzerrungen mindern, welche die biologische Vielfalt negativ beeinflussen;
   – Anreize schaffen, um den Schutz der biologischen Vielfalt und den nachhaltigen Nutzen zu fördern;
   – Kosten und Nutzen in den Ökosystemen im jeweils möglichen Maße internalisieren.
5. Der Schutz der Strukturen und Funktionen des Ökosystems (Erhaltung von Ökosystemleistungen) sollte eines der Hauptziele des Ökosystemansatzes sein.
6. Ökosysteme müssen innerhalb der Grenzen ihrer Funktionsweisen bewirtschaftet werden.
7. Der Ökosystemansatz sollte angemessene räumliche und zeitliche Bemessungen berücksichtigen.
8. Die Zielsetzungen für das Ökosystemmanagement sollten langfristig ausgerichtet werden.

9. Das Management muss anerkennen, dass Veränderungen in Ökosystemen unvermeidbar sind.
10. Der Ökosystemansatz sollte ein Gleichgewicht zwischen dem Schutz und der Nutzung der biologischen Vielfalt sowie die Einbindung der beiden anstreben.
11. Der Ökosystemansatz sollte einschlägige Informationen jeglicher Art einschließlich der wissenschaftlichen, traditionellen und einheimischen Kenntnisse, der Innovationen und der Praxis berücksichtigen.
12. Der Ökosystemansatz soll alle einschlägigen Bereiche der Gesellschaft und der wissenschaftlichen Disziplinen mit einbeziehen.

497. Der Umweltrat sieht in den Prinzipien des Ökosystemansatzes ein wichtiges Bekenntnis zum Vorsorgeprinzip und zugleich eine sachgerechte Vorsorgestrategie für den Bereich des Meeresumweltschutzes. Gerade deshalb hält er es für geboten, auch auf besondere Risiken der Fehlinterpretation hinzuweisen, die diese Schutzstrategie des ökosystemaren Ansatzes – in zweierlei Hinsicht – entwerten könnten:

Der durch den ökosystemaren Ansatz postulierte Schutz der Strukturen und Funktionen des Ökosystems und die Berücksichtigung aller unmittelbaren und mittelbaren Wirkungen der anthropogenen Eingriffe in die Meeresumwelt sind grundsätzlich zu begrüßende Maximen problemgerechter Umweltvorsorge. Diese Postulate sind allerdings in letzter Konsequenz wissenschaftlich und handlungspraktisch höchst voraussetzungsvoll und bergen damit im Hinblick auf die noch vielfach unerforschten Wechselbeziehungen der Meeresökosysteme die Gefahr, als „Forschungsvorbehalt“ fehlinterpretiert und zum Hemmnis für rasche Schutzmaßnahmen zu werden. Bisweilen wird unter Verweis auf den ökosystemaren Ansatz die weitere Erforschung der Funktionszusammenhänge und Wechselbeziehungen von marinen Arten und Ökosystemen im Vorfeld weiterer Maßnahmen gefordert. Solche Forderungen dürfen aber nicht zur Unterlassung oder Verzögerung notwendiger Maßnahmen im Meeresumweltschutz führen.

Die Ratio des Vorsorgeprinzips gebietet in Anbetracht begrenzter Wissensgrundlagen vielmehr Folgendes: Soweit nach dem je gegebenen Kenntnisstand ernsthaft damit zu rechnen ist, dass bestimmte anthropogene Einflüsse zur Schädigung von Arten und Lebensräumen führen werden, müssen im Rahmen des Verhältnismäßigen diejenigen Maßnahmen getroffen werden, die nach dem aktuellen Wissensstand zur Vermeidung des Schadens am besten geeignet erscheinen. Ein Zuwarten im Hinblick auf die Möglichkeit, dass noch geeignetere, da stärker an den ökosystemaren Gesamtzusammenhängen orientierte Maßnahmen oder gar ein integriertes Ökosystem-Managementprogramm gefunden werden, ist mit dem Vorsorgeprinzip nur dann vereinbar, wenn solche besseren Maßnahmen bereits absehbar sind und ein Abwarten auch im Hinblick auf die Schwere des zu besorgenden Schadens vertretbar erscheint. Letzteres ist allerdings bei den meisten der vorstehend beschriebenen anthropogenen Belastungen – insbesondere der durch die Fischerei, die Nährstoffeinträge oder diverse örtliche Eingriffe drohenden weiteren Schäden – nicht der Fall. Es kann kein Zweifel bestehen, dass hier vielfältiger unmittelbarer Handlungsbedarf besteht. Alsbaldiges Handeln schließt eine Weiterentwicklung des Schutzregimes nach Maßgabe neuer Erkenntnisse über Funktionszusammenhänge und Wechselwirkungen der Ökosysteme nicht aus.

498. Ein zweites Risiko der Fehlinterpretation und Aufweichung des ökosystemaren Ansatzes als ökologischer Vorsorgestrategie liegt in der starken Verknüpfung mit dem Nachhaltigkeitskonzept. Im Hinblick auf das Verhältnismäßigkeitsgebot ist es zwar prinzipiell nicht verfehlt, wenn die Biodiversitätskonvention den ökosystemaren Ansatz mit dem Nachhaltigkeitspostulat dahin gehend verknüpft, dass die ökosystemare Bewirtschaftung und Qualitätszielbestimmung neben der Ökologie auch die beiden weiteren Säulen der Nachhaltigkeit, nämlich Ökonomie und Soziales, mit berücksichtigen sollen. Die Orientierung der Ziele im Meeresumweltschutz an der Idee nachhaltiger Entwicklung steht außer Frage. Die besondere Hervorhebung dieses vorsorgepolitischen Grundsatzes birgt allerdings aus der Sicht des Umweltrates – nicht zuletzt im Kontext der allgemeinen „Nachhaltigkeitsdiskussion“ – die Gefahr, dass die ökologische Stoßrichtung des ökosystemaren Ansatzes stark verwässert wird. Der Umweltrat verweist insoweit auf seine Ausführungen im Umweltgutachten 2002 und die dort eingehend begründete Forderung nach einer ökologischen Fokussierung der Nachhaltigkeitsmodelle (SRU, 2002a, Tz. 1 ff., 30 ff.) sowie auf die diesbezüglichen Managementregeln, die sich in dem vom Umweltrat favorisierten Konzept „starker Nachhaltigkeit“ aus dem Oberziel der Erhaltung von Naturkapital ergeben (SRU, 2002a, Kapitel 1 und speziell zu Managementregeln Tz. 29). Jedenfalls setzt das integrale Erhaltungsziel des ökosystemaren Ansatzes sachnotwendig zwingend voraus, dass wirtschaftlichen und sozialen Nutzungsinteressen äußerstenfalls bis zur Leistungsgrenze der Ökosysteme Raum gegeben werden darf. Sollte diese Grenze zur Disposition weitergehender Abwägungen gestellt werden, so verliert das Vorsorgekonzept nicht nur seine ökologische Stoßkraft, vielmehr würde es damit gänzlich aufgegeben.

4.1.2 Adäquatheitsbedingungen der Schutzziele für Nord- und Ostsee

Institutionelle Legitimation grundlegender Vorsorgeziele des OSPAR/HELCOM-Prozesses

499. Zu den Schwierigkeiten der Zielfindung hat der Umweltrat in seinem Sondergutachten zum Naturschutz ausführliche Überlegungen angestellt, die sich auch auf die Zielfindung im Bereich des Meeresumweltschutzes übertragen lassen (SRU, 2002b, Tz. 66 ff.). Aus prinzipiellen Gründen lassen sich quantifizierte Zielsetzungen und Belastungsgrenzen für komplexe Ökosysteme naturwissenschaftlich nur selten eindeutig ermitteln.

Wie bereits dargelegt wurde, lassen sich auch aus den Prinzipien des so genannten ökosystemaren Ansatzes der Biodiversitätskonvention keine konkreten Ziele für den Meeresumweltschutz ableiten. Da das erste Prinzip betont, dass Ziele durch gesellschaftliche Entscheidungen festzulegen sind („Ziele (…) obliegen einer gesellschaftlichen Entscheidung“), wird implizit anerkannt, dass eine strikte naturwissenschaftliche Ableitung von Zielen weder möglich noch erforderlich ist. Die Prinzipien des ökosystemaren Ansatzes fordern allerdings die Langfristigkeit der Zielsetzung (Prinzip 8) und, als prioritäres Ziel, den Schutz der Strukturen und Funktionen der betroffenen ökosystemaren Gefüge (Prinzip 5).

500. Die Meeresumweltschutzpolitik von INK, OSPAR und HELCOM orientiert sich in Bezug auf Schadstoffeinträge an zwei Grundprinzipien, nämlich dass

– Schadstoffemissionen die Aufnahmekapazitäten von Ökosystemen nicht übersteigen dürfen und

– Emissionen nicht abbaubarer Stoffe generell zu minimieren sind.

Diese Prinzipien dienen in Verbindung mit dem Vorsorgegrundsatz als Maßstäbe, anhand derer innerhalb spezifischer Zielfindungsdebatten, auf die sich das erste Prinzip des ökosystemaren Ansatzes bezieht, die Plausibilität einzelner konkreter Vorschläge beurteilt werden kann.

Während das erste der genannten Prinzipien eine Emissionsmenge zulässt, die anhand der Aufnahme- beziehungsweise Assimilationsfähigkeit des betreffenden Ökosystems zu ermitteln ist, bezieht sich die zweite Regel auf ein Minimierungsziel, das letztlich auf das Ideal einer Null-Emission nicht-abbaubarer Stoffe zuläuft. Aufgrund solcher sachlicher Unterschiede sind begriffliche Unterscheidungen von Ziel-Typen unerlässlich, die den jeweiligen normativen Status eines Zieles zu präzisieren erlauben.

Ein Zustand ohne jeglichen anthropogenen Eintrag von Schadstoffen („zero emission release“) ist ein *Ideal*, dem man sich im Zeitverlauf annähern kann, ohne dass man es in absehbarer Zeit erreichen wird. Dies schließt nicht aus, dass man bei einigen besonders unerwünschten Stoffen dieses allgemeine Ideal zu konkreten Einzelzielen erklärt, das heißt die Konzentration dieser Stoffe auf Werte „nahe Null“ (gefährliche synthetische Stoffe) oder „nahe den natürlichen Hintergrundwerten“ (natürlich vorkommende gefährliche Stoffe) zu reduzieren beabsichtigt. In Bezug auf andere Stoffgruppen wie Kupfer, Nährstoffe oder bestimmte organische Schadstoffe wäre es wenig sinnvoll, das allgemeine Ideal unmittelbar als konkretes Ziel zu verstehen, da dies beispielsweise die Einstellung bestimmter Formen der Landnutzung nach sich ziehen müsste. Hier sind anspruchsvolle Ziele zu formulieren, die sich an der Aufnahmekapazitätsregel orientieren (z. B. 50 % Reduktion eutrophierender Stoffe).

Bei dem gelegentlich geltend gemachten Ziel, einen ursprünglichen Zustand der Meere wieder zu erreichen, der vor jeder menschlichen Beeinflussung existiert hat, handelt es sich jedoch um eine regulative *Idee*, mit der keine mögliche empirische Anschauung korrespondiert. Es handelt sich insofern um einen hypothetischen Zustand, der nicht beobachtbar ist. Eine solche Idee ist auch keine denknotwendige Voraussetzung der Praxis des Meeresschutzes und daher in politischen Kontexten wenig hilfreich beziehungsweise entbehrlich.

501. In den vergangenen Jahrzehnten sind im Kontext des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens sowie der Internationalen Nordseeschutzkonferenz Zielkonkretisierungen erfolgt, die allerdings nicht durchweg den genannten Adäquatheitsbedingungen für Schutzziele entsprechen:

– Für gefährliche Stoffe sieht das Generationenziel die Beendigung der Einleitungen, Emissionen und diffusen Verluste bis zum Jahr 2020 vor. Langfristig wird damit immissionsseitig angestrebt, dass die Konzentration natürlich vorkommender Stoffe nahe den natürlichen Hintergrundwerten und die Konzentration der übrigen Stoffe „nahe Null“ liegen soll. Diese Zielsetzungen entsprechen dem grundlegenden Minimierungsprinzip.

– Für die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff haben die OSPAR-Vertragsparteien das Ziel der Vermeidung jeglicher anthropogener Eutrophierung bis zum Jahr 2010 vereinbart. Diese Zielsetzung ist wesentlich strenger als das maßgebliche Tragfähigkeitsprinzip und dementsprechend unrealistisch. Auch ist die vereinbarte Emissionsreduktion um 50 % nicht ausreichend, die angestrebte Immissionslage zu erreichen (Tz. 330).

Der Umweltrat rät dringend dazu, die Zielsetzung realistischer an der Tragfähigkeit des Ökosystems zu orientieren, die Maßnahmen dagegen deutlich im Interesse einer Zielerreichung zu verschärfen.

502. Wenngleich diese fundamentalen Zielsetzungen hinsichtlich der angestrebten Immissionslagen und der dafür angestrebten, erforderlichen Emissionsreduktionen für eine erfolgreiche Politikgestaltung unerlässlich sind, so wird doch ihre handlungsleitende Kraft beschränkt bleiben, wenn nicht zugleich eine Konkretisierung der Globalziele in sektorspezifischen Handlungszielen einschließlich Maßnahmebündeln in Verbindung mit Zeithorizonten erfolgt. Insofern enthält die Bergen-Erklärung der 5. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK, 2002b) bedeutende Konkretisierungsleistungen.

Von Vorsorge-Leitbildern zu konkreten Qualitätszielen

503. In ihrer Bergen-Erklärung hat die 5. INK zu Recht initiativ herausgestellt, dass die oben genannten abstrakten Vorsorge-Maximen unbedingt durch nachprüfbare Qualitätsziele und -kriterien für den chemischen, biologischen und hydromorphologischen Zustand der Meeresgewässer operationalisiert werden müssen (INK, 2002b, I. sowie Anlagen 2 und 3). Die 5. INK hat dafür wertvolle strategische Vorarbeiten geleistet, indem sie unter anderem bereits die wesentlichen „Qualitätselemente“ herausgearbeitet hat, für welche Qualitätsziele bestimmt werden sollten (siehe Tabelle 4-1 und 4-2).

Tabelle 4-1

Qualitätselemente zur Qualitätszielbestimmung der Meeresumwelt für die Nordsee nach der Anlage 3 (Tabelle A) zur Erklärung von Bergen der 5. INK

Thema	Ökologisches Qualitätselement
1. Kommerziell genutzte Fischarten	a) Laichermassen kommerziell genutzter Fischarten
2. Bedrohte und im Bestand rückläufige Arten	b) Präsenz und Umfang bedrohter und im Bestand rückläufiger Arten in der Nordsee
3. Meeressäugetiere	c) Entwicklung des Robbenbestandes in der Nordsee d) Nutzung von Aufzuchtgebieten durch Robben in der Nordsee e) Beifang an Schweinswalen
4. Seevögel	f) Anteil verölter Trottellummen an den an Stränden tot oder sterbend aufgefundenen Trottellummen g) Quecksilberkonzentrationen in Eiern und Federn von Seevögeln h) Konzentrationen organischer Chlorverbindungen in Eiern von Seevögeln i) Kunststoffteilchen im Magen von Seevögeln j) Lokale Verfügbarkeit von Sandaalen für Schwarzbeinige Dreizehenmöwen k) Entwicklungen der Seevögelbestände als Index für den Gesundheitszustand der Seevögelgemeinschaft
5. Fische	l) Veränderungen beim Anteil großer Fische und somit dem Durchschnittsgewicht und der durchschnittlichen Höchstlänge der betrachteten Fischgemeinschaft
6. Benthische Gruppen	m) Veränderungen/Absterben des Zoobenthos im Zusammenhang mit Eutrophierung n) Imposex bei Steinschnecken o) Dichte sensitiver (z. B. zerbrechlicher) Arten p) Dichte opportunistischer Arten
7. Plankton-Gruppen	q) Phytoplankton Chlorophyll *a* r) Phytoplankton Indikatorenart für Eutrophierung
8. Lebensräume	s) Wiederherstellung und/oder Erhaltung der Qualität von Lebensräumen
9. Nährstoffhaushalte	t) Winterliche Nährstoffkonzentrationen
10. Sauerstoffverbrauch	u) Sauerstoff

Quelle: INK, 2002b, Anlage 3

Tabelle 4-2

Beispiele für Qualitätsziele zu ausgewählten Qualitätselementen nach Anlage 3 (Tabelle B) zur Erklärung von Bergen der 5. INK

Ökologisches Qualitätselement	Ökologisches Qualitätsziel
(a) Laichermassen kommerziell genutzter Fischarten	Laicherbiomasse höher als die Vorsorgereferenzpunkte für kommerziell genutzte Fischarten, wenn solche von der für die Fischwirtschaft zuständigen Behörde festgelegt wurden.
(c) Entwicklung des Robbenbestandes in der Nordsee	Kein Rückgang in der Bestandsgröße oder Nachwuchsproduktion > 10 % über einen Zeitraum von bis zu 10 Jahren
(e) Beifang an Schweinswalen	Die jährliche Beifangrate sollte auf weniger als 1,7 % der besten Bestandsschätzung reduziert werden.
(f) Anteil verölter Trottellummen an den an Stränden tot oder sterbend aufgefundenen Trottellummen	Der Anteil solcher Vögel sollte 10 % der insgesamt im gesamten Nordseebereich tot oder sterbend aufgefundenen Trottellummen nicht übersteigen.
(m) Veränderungen/Absterben des Zoobenthos im Zusammenhang mit Eutrophierung	Es sollte zu keinem Absterben benthischer Tierarten als Folge von Sauerstoffmangel und/oder des Vorkommens toxischer Phytoplanktonarten kommen.
(n) Imposex bei Steinschnecken	ein niedriger (< 2) Grad an Imposex bei weiblichen Steinschnecken, gemessen am *Vas-Deferens*-Sequenzindex
(q) Phytoplankton Chlorophyll *a*	Höchst- und Durchschnittskonzentrationen an Chlorophyll a während der Wachstumsperiode sollten nicht erhöht sein, d. h. sie sollten räumliche (offshore) und/oder historische Hintergrundkonzentrationen nicht um mehr als 50 % überschreiten.
(r) Phytoplankton Indikatorenart für Eutrophierung	eine für eine Region/Gebiet spezifische Phytoplankton-Art als Indikator für Eutrophierung sollte unter den als erhöht geltenden schädlichen und/oder toxisch hohen Werten liegen (und unter einer als erhöht geltenden Vorkommensdauer)
(t) Winterliche Nährstoffkonzentrationen	DIN und/oder DIP sollten im Winter erhöhte Werte nicht übersteigen, d. h. sie sollten die auf den Salzgehalt bezogenen und/oder für die Regionen spezifischen natürlichen Hintergrundkonzentrationen nicht um mehr als 50 % überschreiten.
(u) Sauerstoff	Die Sauerstoffkonzentrationen, die als indirekte Auswirkungen der Nährstoffanreicherung zurückgegangen ist, sollte über den für die Region spezifischen Sauerstoffmangel-Werten liegen, d. h. bei 4–6 mg Sauerstoff pro Liter.

Quelle: INK, 2002b, Anlage 3

504. Der Umweltrat begrüßt den Zielbildungsansatz der INK und rät der Bundesregierung, auf eine rasche Fortentwicklung beziehungsweise Umsetzung der Qualitätszielbestimmung hinzuwirken, wobei auf eine ausgewogene Verteilung der Zielsetzungskompetenzen zwischen globaler und regionaler Ebene geachtet werden sollte. Mit der Zielsetzung, dass möglichst die jeweiligen ökosystemaren, wirtschaftlichen und sozialen Funktionszusammenhänge Berücksichtung finden sollen, steht der ökosystemare Ansatz tendenziell für eine feine und örtliche Ausdifferenzierung der Qualitätsziele.

Mit dem globalen umweltpolitischen Steuerungsanspruch im Hinblick auf die Konkurrenz zwischen den beteiligten Staaten und Regionen und in Anbetracht der regional vielfach dominierenden sozioökonomischen Interessen korrespondiert zweifellos ein globaler Steuerungsbedarf. Daher sollten nach Ansicht des Umweltrates auch die

Qualitätsziele möglichst typisierend global festgelegt und nur dann örtlichen Festsetzungen und regionalen Akteuren überlassen werden, wenn relativ sicher zu erwarten ist, dass globale Qualitätsziele aufgrund der Typisierungsunschärfen nicht effektiver wirken können. Bestehenden Vorprägungen in der chemischen und biologischen Charakteristik (z. B. der Flussmündungsgebiete) kann gleichsam durch typisierende Differenzierungen bei der Qualitätszielbestimmung Rechnung getragen werden, so wie es beispielsweise die Wasserrahmenrichtlinie im Bereich der Binnengewässer für die so genannten erheblich veränderten Wasserkörper vorsieht. Durch das Instrument des Schutzgebietes kann schließlich auch besonderem örtlichen Schutzbedarf besonders Rechnung getragen werden, ohne dass die Qualitätszielbestimmung *a priori* auf ortspezifische Festlegungen beschränkt und regionalen Akteuren überantwortet werden muss.

4.2 Probleme der Aufgaben- und Zuständigkeitsverteilung im multilateralen Akteursgefüge

505. Die Kompetenzverteilung zwischen internationaler, europäischer und nationaler Ebene sowie in Deutschland zwischen Bund und Ländern erweist sich in verschiedenen Zusammenhängen als ein bedeutendes Hindernis für Fortschritte im Meeresumweltschutz. Namentlich geht es um folgende Konfliktbereiche:

– Hinsichtlich der Regulierung der Schifffahrt bestehen Kompetenzkonflikte im Verhältnis der EU und der regionalen völkerrechtlichen Kooperationen auf der einen, der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (International Maritime Organization – IMO) und dem Seerechtsübereinkommen auf der anderen Seite. Regionale umweltpolitische Maßnahmen zur Bekämpfung schifffahrtsbedingter Risiken bedürfen in weitem Umfang der Zustimmung der IMO und scheitern daher häufig an mangelndem globalen Konsens (wie sich etwa am phasing-out für Ein-Hüllen-Tankschiffe zeigt).

– Auch zwischen den regionalvölkerrechtlichen Kooperationen und der EU bestehen konkurrierende Zuständigkeiten und Interessen. Schwierigkeiten entstehen in diesem Verhältnis insbesondere durch die Doppelrolle, die die Mitgliedstaaten als Mitglieder der Union einerseits und als Vertragsstaaten der Schutzkonventionen und -kommissionen andererseits wahrnehmen.

– Das Verhältnis zwischen der EU und ihren Mitgliedstaaten wirft in zweifacher Hinsicht Kompetenzfragen auf. Zum einen bremst die EU die Mitgliedstaaten in der Umsetzung der OSPAR- und HELCOM-Beschlüsse, wobei einige Unklarheiten über die rechtlichen Spielräume der Mitgliedstaaten bestehen. Zum anderen erweist sich das Fehlen einer Verwaltungs-Vollzugskompetenz der EU gerade im Bereich des Meeresschutzes als eine bedeutende Durchsetzungsschwäche.

– Schließlich erschwert die Aufgabenteilung zwischen Bund und Ländern, nach der den Ländern für den Bereich der Binnengewässer und das Küstenmeer und dem Bund für die Bundeswasserstraßen und die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) wesentliche Kompetenzen zukommen, maßgeblich eine effektive Bewirtschaftung der Meeresgewässer (zur gleichen Problematik in den USA siehe CICIN-SAIN, 2002).

4.2.1 Probleme bei der Durchsetzung regionaler Schutzbestimmungen gegenüber der internationalen Staatengemeinschaft nach dem Seerechtsübereinkommen und in der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation

506. Der globale Charakter der Seeschifffahrt erfordert grundsätzlich Regelungen internationaler Art. Zur Durchsetzung strengerer Vorkehrungen zeigt sich die Internationale Seeschifffahrtsorganisation (International Maritime Organization – IMO) aber kaum bereit. Allenfalls in langwierigen Entscheidungsprozessen kommt es zu Verschärfungen der bestehenden Bestimmungen. Die innerhalb der IMO vorherrschenden Interessen der Schifffahrtsindustrie in Verbindung mit den Interessen der Billigflaggen-Länder sowie mit dem im Seerechtsübereinkommen zu Grunde gelegten Vorrang des Flaggenstaatsprinzips haben in der Vergangenheit potenzielle regionale Akteure weitgehend von der Festlegung regionaler Schutzstandards abgehalten. Dies gilt sowohl für die EU als auch im Hinblick auf die regionalen Meeresschutzkommissionen des OSPAR- und Helsinki-Übereinkommens. Gegenwärtig sind jedoch – wenn auch erst als Reaktion auf die schweren Havarien der letzten Jahre in europäischen Gewässern – zunehmende Aktivitäten im Rahmen der EU zu verzeichnen. Während sich die regionalen Meeresschutzorganisationen etwa in Bezug auf den Eintrag gefährlicher Stoffe, Eutrophierung und marine Schutzgebiete im Verhältnis zur EU als Vorreiter präsentieren (Abschnitt 4.2.2), kommt der EU für den Bereich der Schiffssicherheit eine solche Rolle nunmehr gegenüber der IMO (und OSPAR sowie HELCOM) zu.

Obwohl die gemeinschaftlichen Regelungen offensichtlich auf die Weiterentwicklung des maßgeblichen internationalen Rechts Einfluss genommen haben und nehmen, bestehen allerdings weiterhin Unsicherheiten darüber, inwieweit die EU auch ohne Zustimmung der IMO regionale Schutzmaßnahmen ergreifen kann. IMO und EU haben erst kürzlich tatsächlich begonnen, die Kompetenzverteilung untereinander zu diskutieren. Klare Kompetenzabgrenzungen, die den umweltpolitischen Notwendigkeiten Rechnung tragen, fehlen bislang. Dieses Defizit dürfte auch mitursächlich dafür sein, dass die EU im Hinblick auf die schifffahrtsbedingten chronischen Verschmutzungen nicht mit gleicher Energie tätig wird wie infragen der Schiffssicherheit, wo der öffentliche Druck nach den Schiffskatastrophen insbesondere der „Erika“ und der „Prestige“ als wesentlicher Motor fungiert und zum Positionsbezug der EU innerhalb des unklaren Kompetenzgefüges gedrängt hat (DESOMBRE, 2000).

4.2.2 Probleme im Verhältnis der internationalen Kooperationen zur Europäischen Union

Die Vorreiterrolle der regionalen Meeresschutzorganisationen

507. Die regionalen Zusammenschlüsse durch das OSPAR- und das Helsinki-Übereinkommen und die Internationale Nordseeschutzkonferenz haben sich als zentrale Vorreiter für den Schutz von Nord- und Ostsee erwiesen (SKJAERSETH, 2003a; HAAS, 1993). Die Strategien, Beschlüsse und Empfehlungen dieser Institutionen haben inzwischen insbesondere auf Zielsetzungsebene weitgehend ein anspruchsvolles Niveau erreicht. Zu den wesentlichen Zielsetzungen gehören unter anderem

- das gemeinsame Bekenntnis zur Anwendung der besten verfügbaren Techniken im Hinblick auf die Vermeidung von schädlichen Eingriffen und Einträgen in die Meeresumwelt (Abschnitt 3.5.1.1),
- das so genannte Generationenziel in Bezug auf den Eintrag gefährlicher Stoffe (Reduktion bis 2020 auf Konzentrationsniveau „nahe Null“ beziehungsweise nahe der natürlichen Hintergrundkonzentrationen (Abschnitt 2.3.2),
- die Reduktion der Nährstoffeinträge um die Hälfte (Abschnitt 2.3.3),
- die Beendigung der Überfischung (Bergen-Deklaration) und
- die Schaffung von kohärenten Schutzgebietsnetzen (Abschnitt 2.3.5).

Diese und weitere Zielsetzungen konnten – vom Bereich der Fischerei abgesehen – durch die regelmäßig tagenden Kommissionen der Übereinkommen mit detaillierteren Beschlüssen und Empfehlungen zu Maßnahmen und Politiken bereits vielfach konkretisiert werden. Im Vergleich zur EU ist dabei eine wesentlich höhere Bereitschaft zu verzeichnen, die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes hochrangig in den politischen Abwägungsprozess einzustellen. Dies hat seine Gründe insbesondere darin, dass INK, OSPAR und HELCOM allein den Meeresumweltschutz zum Gegenstand haben, während in der EU die Erhaltung der Meeresumwelt nur einen Belang unter vielen darstellt, die sie im Hinblick auf die meeresumweltrelevanten Aktivitäten zu wahren hat (HAAS, 1993). INK, OSPAR und HELCOM dienen als monothematisch ausgerichtete Expertenforen dazu, die erforderlichen Politiken und Maßnahmen für die Erhaltung der Meeresumwelt zu identifizieren und soweit wie möglich politische Einigung über die gemeinsame Durchführung dieser Maßnahmen herbeizuführen. Diese „Agenda-Setting“-Funktion erweist sich gerade auch gegenüber der EU als besonders wichtig (SKJAERSETH, 2003b, S. 9–14).

Die Rolle der EU – verbindliche Umsetzung und Integration in die multisektorale Gemeinschaftspolitik

508. Mit ihrer Regelungskompetenz in fast allen wesentlichen Problemfeldern des Meeresumweltschutzes kommt der EU eine ganz zentrale Verantwortung für den Schutz von Nord- und Ostsee zu. Darin, dass demnächst fast alle Anrainerstaaten von Nord- und Ostsee der supranationalen Zusammenarbeit und Rechtssetzung der EU unterliegen, liegt für diese Meere grundsätzlich eine besondere Chance. Die hohe Verbindlichkeit der EG-Rechtsakte gegenüber den Mitgliedstaaten und die besonderen Sanktionsmittel für den Fall der Nichtumsetzung gewährleisten eine vergleichsweise hohe Effektivität des EG-Rechts beziehungsweise der gemeinschaftsrechtlichen Umsetzung internationaler Meeresschutzziele. Sie sorgen zugleich dafür, dass Mitgliedstaaten weniger im Sinne des Freerider-Prinzips auf Maßnahmen anderer Staaten spekulieren oder sich darauf berufen können, dass auch andere Staaten hinter den Zielvorgaben zurückbleiben. Durch ihre besondere Machtstellung kann deshalb die EU und können ihre Organe Wesentliches zur Durchsetzung der Meeresschutzziele beitragen. Freilich verfügt sie über keinerlei unmittelbare Vollzugsgewalt gegenüber den Bürgern. Insoweit bleibt die Union stets auf die Vollzugsorgane ihrer Mitgliedstaaten angewiesen, welche wiederum aber teilweise – im Hinblick auf den grenzüberschreitenden Charakter des marinen Umweltschutzes – durchaus einer zentralen Koordinierung bedürften (siehe Tz. 266, 365).

Der Umstand, dass die Umsetzungsakte der EU rechtsverbindlich und sanktionsbewehrt sind, führt allerdings auch dazu, dass die europäische Gesetzgebung gegenüber Zugeständnissen an ökologische Erfordernisse des Meeresumweltschutzes deutlich zurückhaltender ist, als es die Mandatsträger der Vertragsstaaten bei den regionalen Meeresschutzorganisationen sind. Zur Zurückhaltung der EU gegenüber den Verursacherbereichen trägt neben der verbindlichen Geltung gemeinschaftsrechtlicher Regeln maßgeblich bei, dass die Union im Unterschied zu den Meeresschutzorganisationen nicht ausschließlich auf Fragen des Meeresumweltschutzes, sondern im Gegenteil primär auf wirtschaftliche Aspekte des gemeinsamen Marktes ausgerichtet ist und dass Umweltschutzbelange auf EU-Ebene daher von vornherein sehr viel stärker als bei OSPAR und HELCOM mit gegenläufigen Politiken konkurrieren müssen. Eine weitere „Bremskraft“ auf EU-Ebene kann schließlich auch bei denjenigen Mitgliedstaaten liegen, die nicht Nordsee- oder Ostseeanrainer sind.

Das Verhältnis zwischen EU und den regionalen Meeresschutzorganisationen

509. Aus der vorstehenden Rollenbeschreibung folgt für das Verhältnis der EU zu den regionalen Meeresschutzorganisationen vor allem, dass beiden Seiten eine wichtige originäre Funktion zukommt. Die zentrale Bedeutung der Meeresschutzorganisationen liegt in ihrer monothematischen Ausrichtung und darin, die Erfordernisse des Meeresumweltschutzes gegenüber der EU gebündelt zu repräsentieren. Dass INK, OSPAR und HELCOM nicht über die gleichen harten Durchsetzungsinstrumente verfügen wie die EU, ist dabei keineswegs nur ein Nachteil. Vielmehr ist es gerade auch dem „weichen“, teilweise eher politischen als rechtlichen Charakter ihrer Beschlüsse und Empfehlungen geschuldet, dass sich die verantwortlichen

Staaten mehrheitlich auf anspruchsvolle Zielsetzungen und Maßnahmen überhaupt einlassen. Damit erfüllen die regionalen Kooperationen zugleich eine wichtige Initiativ- und Integrationsfunktion und bilden gewissermaßen einen politischen „Trichter" auf dem Wege zu verbindlicheren Schutzbestimmungen der EU und der Einzelstaaten.

Gleiches gilt in besonderem Maße auch für die Internationalen Nordseeschutzkonferenzen, die dem Meeresumweltschutz in regelmäßigen Abständen immer wieder neue Impulse verliehen haben und für die anspruchsvollen Zielsetzungen im Bereich der Nährstoff- und Schadstoffreduktion (Generationenziel) verantwortlich zeichnen. Diese Initiativkraft beruht maßgeblich auch auf dem „high-noon-Effekt" der nur in mehrjährigen Abständen tagenden Konferenz (SKJAERSETH, 2003b, S. 9–11; HAAS, 1993). Die intensive fachliche Vorbereitung durch die OSPAR-Kommission trägt insoweit wesentlich dazu bei, dass zu den Konferenzen klare Problembilder und Lösungsvorschläge vorliegen.

Kompetenzkonflikte

510. Die den Meeresschutzorganisationen für Nord- und Ostsee zukommende zentrale Vorreiter- und Integrationsfunktion ist in dem oben beschriebenen Verhältnis zur EU tendenziell bedroht, wenn die Union Beschlüsse dieser Organisationen oder deren Umsetzung blockiert. Da die EU – wie schon mehrfach hervorgehoben – auf den meisten Feldern des Meeresumweltschutzes über Rechtssetzungskompetenzen verfügt und von diesen Kompetenzen auch schon vielfach Gebrauch gemacht hat, kommt ihr insoweit auch eine Außenkompetenz für völkerrechtliche Verbindlichkeiten und deren Umsetzung zu. Die Mitgliedstaaten können sich also im Bereich der Fischerei und Landwirtschaft, der Chemikalienpolitik oder des Gewässerschutzrechts ohne die Gemeinschaft nur zu solchen Schutzmaßnahmen verpflichten, die sie auf der Grundlage des in diesen Feldern geltenden Gemeinschaftsrechts ergreifen können. Auf dieser EU-Bindung der Mitgliedstaaten bereits in den Beschlussgremien des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens gründet die Besorgnis, dass die EU ihre Kompetenzen zunehmend bereits auf der Ebene von OSPAR und HELCOM im Sinne konfligierender Interessen auch der Nicht-Anrainerstaaten geltend machen und damit den dynamischen regionalen Kooperationsprozess deutlich bremsen oder gar aushebeln wird (LELL, 2001, S. 144 ff.; grundsätzlich zum Einfluss der EU in internationalen Übereinkommen JUPILLE, 1999). Diese Befürchtung erscheint zwar insoweit gerechtfertigt, als der OSPAR- und der Helsinki-Kommission in der Tat gegenüber der EU die oben beschriebene Leit- und Initiativfunktion zukommt und eine stärkere Okkupierung durch die EU dieser Funktion eher abträglich sein würde. Ferner ist eine Machtzunahme nach der EU-Erweiterung nicht von der Hand zu weisen und schließlich deutet auch die Initiative der EU für eine Meeresschutzstrategie darauf hin, dass die EU das Feld stärker selbst besetzen will (Abschnitt 4.5, Tz. 524). Gleichwohl dürften die Entscheidungsspielräume und die originären Funktionen der regionalen Schutzorganisationen auch neben einer dominanten EU nach wie vor beachtlich und im Kern ungefährdet bleiben. Zum einen bleiben den Staaten neben den durch die Union besetzten Kompetenzbereichen vielfältige Gestaltungsmöglichkeiten nicht nur im Bereich der regionalen Bewirtschaftung, sondern auch bei der Normierung schutzverstärkender Umweltanforderungen etwa im Bereich der Meeresanlagen und Gewässerbenutzung. Zum anderen werden auch in denjenigen Regelungsfragen des Meeresschutzes, die aufgrund vollständiger gemeinschaftsrechtlicher Harmonisierung einzelstaatlichen Regelungen nicht mehr zugänglich sind, die Kompetenzen der EU durch unverbindliche politische Empfehlungen und „soft-law-Direktiven" grundsätzlich nicht berührt. Auch insoweit behalten OSPAR und HELCOM ebenso wie die INK ein zentrales politisches Mandat.

511. Um die Initiativfunktion dieser Organisationen gegenüber Einflüssen der EU zu fördern, sollte sich nach Auffassung des Umweltrates die Bundesregierung gleichwohl dafür einsetzen, dass OSPAR und HELCOM im Verhältnis zur EU keinen wesentlichen Macht- und Bedeutungsverlust erleiden. Das mit der gemeinsamen Ministerkonferenz geförderte „Zusammenwachsen" der Organisationen hat insofern ein wichtiges Zeichen gesetzt. Die Bundesregierung sollte sich in diesem Sinne für weitere regelmäßige Konferenzen einsetzen.

4.2.3 Probleme im Verhältnis der EU zu den Mitgliedstaaten

512. Kompetenzprobleme im Verhältnis zwischen der EU und den Mitgliedstaaten bestehen zum einen hinsichtlich der Doppelrolle der Mitgliedstaaten als Mitglieder der EU und der regionalen Meeresschutzorganisationen. Wie vorstehend dargelegt, kommt es insoweit darauf an, die Initiativ- und Integrationsfunktion der Meeresschutzorganisationen durch ausgewogene Kompetenzspielräume gegenüber der EU zu wahren.

Ein anderes Zuständigkeitsproblem im Verhältnis der EU zu den Mitgliedstaaten betrifft den Verwaltungsvollzug gemeinsamer Meeresschutzbestimmungen. So liegt eine wesentliche Ursache für die Missstände der Fischereiwirtschaft darin, dass die Einhaltung der ohnehin viel zu hoch festgelegten Fangquoten von den Mitgliedstaaten kaum überwacht wird. Aus diesem Grund hat die EU-Kommission – wie unter Tz. 262 berichtet – bereits erwogen, eine EU-Fischereiaufsicht einzurichten, die den Vollzug der Mitgliedstaaten zumindest koordiniert und anleitet. Die Idee der Kommission, durch eine Behörde der Gemeinschaft den mitgliedstaatlichen Vollzug zentral zu steuern, erscheint als ein geeigneter Ansatz, die schlechte Vollzugssituation zu verbessern.

Noch mehr als bei der Fischereiaufsicht, bedarf es im Bereich der Seeschifffahrtsüberwachung wegen des Flaggenstaatsprinzips und der vielfach grenzüberschreitenden Reichweite einer koordinierten Durchsetzung. Daher ist es zu begrüßen, dass die EU auch in diesem Bereich immer stärker eine den Vollzug leitende Funktion über-

nimmt und zwischenzeitlich offensiv die (teils noch sehr defizitären) nationalen Hafenstaatkontrollen und die in der Vergangenheit zum Teil höchst uneinheitlichen Verfolgungs- und Sanktionspraktiken der nationalen Ebene angeht.

4.2.4 Probleme im Verhältnis von Bund und Ländern

513. Wie allen Vertragsstaaten des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens und wie allen Mitgliedstaaten der EU obliegt der Bundesrepublik die Umsetzung der völkerrechtlichen und gemeinschaftsrechtlichen Maßnahmen zum Meeresumweltschutz durch entsprechende nationale Rechtsbestimmungen und entsprechenden nationalen Vollzug. Darüber hinausgehend bleiben den einzelnen Staaten Spielräume für weitergehende Maßnahmen insbesondere im Bereich des Naturschutzes beziehungsweise der Schutzgebietsausweisung, der planerischen Bewirtschaftung, Regulierung und Beschränkung von punktuellen Eingriffen und der Investitionen zur Verminderung von Schadstoff- und Nährstoffeinträgen.

Nicht nur dadurch, dass neben den Bundesländern jenseits der 12-Seemeilen-Zone auch der Bund Vollzugsaufgaben für den Meeresumweltschutz wahrzunehmen hat, sondern vor allem auch wegen der grenzüberschreitenden Problemzusammenhänge kommt dem Zusammenwirken von Bund und Ländern sowie der Küsten-Bundesländer untereinander eine wesentliche Bedeutung zu. Insbesondere im Bereich des Vollzugs bereitet dabei die Zuständigkeitsteilung zwischen Bund und Ländern an der 12-Seemeilen-Grenze erhebliche Schwierigkeiten, wie unter anderem an den Bemühungen um ein einheitliches Havariekommando deutlich wird (Abschnitt 3.4.7.2). Hier erscheint eine Anpassung des Grundgesetzes im Sinne einer einheitlichen Verwaltungskompetenz des Bundes geboten. Darüber hinaus ist eine „verfassungsrechtliche Flurbereinigung“ auch im Bereich der Regelungszuständigkeiten für die Bewirtschaftung der Küstenmeeresgewässer zu eruieren. Einiges spricht – wie auch im Umsetzungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie – dafür, dem Bund die verfassungsrechtliche Kompetenz einzuräumen, konkrete Anforderungen an die Bewirtschaftung und Beplanung dieser Gewässer sowie an die Zulassung von Anlagen im Küstenmeer zu normieren. Im Übrigen bedarf es ersichtlich einer institutionalisierten (fach-)planerischen Abstimmung zwischen Bund und Ländern gerade auch im Hinblick auf den Schutz der Meeresgewässer.

4.3 Umsetzungsdefizite – Instrumente zur besseren Durchsetzung

4.3.1 Anspruchsvolle Zielsetzungen – mangelnde Umsetzung

514. Wenngleich die verantwortlichen Staaten in fast allen wesentlichen Problemfeldern des Meeresumweltschutzes den Handlungsbedarf weitgehend erkannt und insbesondere im Rahmen des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens und der INK dementsprechend auch anspruchsvolle Schutz- und Vorsorgeziele beschlossen haben, so bilanzieren die vorstehenden Kapitel zu den einzelnen Belastungsfaktoren und Vermeidungspolitiken doch vielfältige, zum Teil eklatante Umsetzungsdefizite. Teilweise unterlassen es die einzelnen Staaten oder auch die gesamte EU offenkundig, die notwendigen Maßnahmen zur Zielerreichung zu ergreifen. Nur als wichtige Beispiele aus den vorstehenden Kapiteln seien genannt:

– die fortwährende Festsetzung der Fischfangquoten im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik weit über dem Niveau, das nach dem Urteil von ICES zur Gewährleistung einer nachhaltigen Bestandsbewirtschaftung nicht überschritten werden dürfte und deshalb nicht nur von der INK, sondern von der EU selbst wiederholt zur Zielvorgabe erklärt worden ist;

– die unvollständige Umsetzung der OSPAR- und HELCOM-Beschlüsse (des Generationenziels, Tz. 291 ff.) zur Minderung des Eintrags gefährlicher Stoffe durch die EU-Chemikalienpolitik und insbesondere durch die Wasserrahmenrichtlinie beziehungsweise die dazu festgelegten Listen der „prioritären gefährlichen Stoffe“;

– die Nichterreichung der vereinbarten Reduktionen von Stickstoffeinträgen (Tz. 325, 328) insbesondere aufgrund mangelnder Einschränkungen der Einträge aus landwirtschaftlicher Düngung und

– die nach wie vor fehlende Einrichtung eines kohärenten, integrierten Schutzgebietsnetzes, wie es die Helsinki-Kommission seit langem anstrebt und die FFH- und die Vogelschutz-Richtlinie sogar rechtsverbindlich fordern (Tz. 414 ff.).

515. Unter Berücksichtigung der oben dargelegten „Rollenverteilung“ zwischen den regionalen Meeresschutzorganisationen als Initiatoren und Motoren des Meeresumweltschutzes und der „Verdichtungs- und Katalysatorfunktion“ der EU erscheint eine gewisse Vollzugslücke beziehungsweise ein Hinterherhinken hinter den Zielsetzungen von OSPAR und HELCOM durchaus systemimmanent und hinnehmbar. Wie bereits angemerkt, hat der Umstand, dass das soft-law von OSPAR und HELCOM in der Regel keine sofortige Erfüllung verlangt, auch einen wichtigen Vorteil. Denn mit der Dispositionsmöglichkeit steigt auch die Bereitschaft der Staaten, entsprechende Ziele und Empfehlungen mit zu tragen. Allerdings überwiegen die Nachteile der mangelnden Verbindlichkeit und des „Vollzugskredits“ jedenfalls dann, wenn die beschlossenen Zielsetzungen und Maßnahmen auch mittel- bis langfristig nicht umgesetzt werden und wenn eindeutige Fristen, wie etwa die der Nährstoffreduktion um 50 % oder des Generationenziels (Tz. 291 ff., 325, 328) missachtet werden.

Da im Übrigen die Zielbestimmung zumindest auf Ebene des OSPAR- und des Helsinki-Übereinkommens weit fortgeschritten ist und die Beschlüsse beziehungsweise Empfehlungen zu Vermeidungsmaßnahmen bezüglich der einzelnen Belastungsursachen sich inzwischen zu einem respektablen Handlungsprogramm verdichtet haben, kommt es nunmehr in aller erster Linie darauf an, die weitere Umsetzung in konkrete Maßnahmen und den

Vollzug zu forcieren. Dies gilt selbstverständlich auch hinsichtlich der noch unerfüllten politischen und rechtlichen Vorgaben, die sich die EU insbesondere für das Natura-2000-Schutzgebietsnetz und für die Gemeinsame Fischereipolitik gesetzt hat. Auch insoweit sind die Ziele richtig gesetzt, es mangelt aber an der Umsetzung.

4.3.2 Ursachen und Ansätze zur Verbesserung der Umsetzung

516. In der politikwissenschaftlichen und rechtlichen Diskussion um die Umsetzung völkerrechtlicher Regelungen und Maßnahmen beziehungsweise internationaler politischer Übereinkünfte sind vielfältige Gründe für Vollzugsmängel benannt und entsprechende unterschiedliche Instrumente zur Verbesserung des Vollzugs erörtert worden (BÖRZEL, 2002; BROWN WEISS und JACOBSON, 2000). Die wichtigsten für den Meeresumweltschutz relevanten Vollzugshindernisse werden im Folgenden aufgeführt.

Konträre politische Machtverhältnisse

517. Die abstrakten Zielsetzungen internationaler Vereinbarungen werden häufig weniger als unmittelbar rechtsverbindliche Handlungsverpflichtungen denn als Auftakt eines politischen Problemlösungsprozesses begriffen. Regierungen, die internationale Übereinkommen unterzeichnen, sind daher auf der nationalen Ebene oft nicht in der Lage, die notwendigen politischen Mehrheiten zur Umsetzung der Vereinbarungen in nationales Recht zu gewinnen. Bei Übereinkommen, die lediglich abstrakte Umweltschutzziele formulieren, den Mitgliedstaaten dann aber großen Spielraum hinsichtlich der zu treffenden Maßnahmen lassen, bedeutet selbst eine Ratifizierung durch das nationale Parlament noch nicht, dass die notwendigen Maßnahmen politisch durchsetzbar sind (BÖRZEL und RISSE, 2001). Beispiele hierfür sind das völkerrechtlich verankerte und durch die INK wiederholt proklamierte Ziel einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Fischbestände oder die Bekenntnisse von OSPAR und HELCOM zu einem einzurichtenden kohärenten Schutzgebietsnetz. Auch das Generationenziel bezüglich der prioritären Schadstoffe und das Minderungsziel für Nährstoffeinträge begegnen erst in ihrer nationalen Umsetzung den harten politischen Gegeninteressen, obwohl diese Ziele bereits mit konkreten Zeitvorgaben versehen worden sind. In all diesen Bereichen gilt es nun, die Zielvereinbarungen und verbindlichen Zielvorgaben gegenüber den politischen Widerständen verstärkt geltend zu machen. Wie unten noch ausgeführt wird, müsste zu diesem Zweck der (mangelnde) Zielerreichungsgrad noch transparenter gemacht und vor allem eine Umsetzungsplanung verlangt werden, die realistische Vollzugswege ausweist.

Unzureichender Verbindlichkeitsgrad der internationalen Vereinbarungen, mangelnde Sanktionsmöglichkeiten für Nichterfüllung

518. Im internationalen Umweltrecht existieren kaum harte Sanktionsmöglichkeiten, denn es fehlt eine übergeordnete Hoheitsmacht. Vielfach bleibt es daher bei der Feststellung, dass ein Staat seine Verpflichtungen nicht erfüllt hat, ohne dass damit unmittelbar negative Konsequenzen verbunden sind. Erst in jüngerer Zeit wird verstärkt darauf hingewirkt, völkerrechtliche Regime mit wirksameren Durchsetzungsinstrumenten zu versehen, wobei der Hauptakzent mehr auf Umsetzungshilfen und Maßnahmen zur Erhöhung des Umsetzungsdrucks liegt als auf einer Sanktion im eigentlichen Sinne. Grundsätzlich ist nämlich mit zu bedenken, dass harte Durchsetzungsmechanismen mit Sanktionscharakter die Staaten auch davon abschrecken können, sich überhaupt auf umweltpolitische Vereinbarungen und Verpflichtungen einzulassen. Das Ziel einer höheren Verbindlichkeit und Durchsetzungsmacht steht also im Spannungsverhältnis zu der ebenfalls grundlegenden Integrations- und Initiativfunktion der völkerrechtlichen Meeresschutzkonventionen. Von daher sind zur Verbesserung der Durchsetzung auf dieser Ebene Instrumente vorzuziehen, die positive Anreize zur Umsetzung geben und so weit wie möglich Ermessensspielräume wahren (CHAYES und CHAYES, 1993). Zwei Grundbedingungen der effektiven Durchsetzung bleiben aber von entscheidender Bedeutung: Zum einen muss die Umsetzung der internationalen Verpflichtungen regelmäßig überprüft und es müssen Erfüllungsdefizite stets so eindeutig und transparent wie eben möglich festgestellt werden (MITCHELL, 1998, 2000). Zum anderen muss der säumige Staat dazu angehalten werden, darzulegen, wie er die Vollzugsmängel beseitigen wird. Höhere Effektivität verspricht demzufolge ein Regime, das mit einer Zielvereinbarung von Anfang an die gegenseitige Verpflichtung verbindet, durch Vollzugspläne transparent darzulegen, wie die Zielverwirklichung in jedem einzelnen Staat umgesetzt werden soll.

Beschränkung auf abstrakte Zielvorgaben – Konkretisierungsmängel

519. Die internationalen Abkommen beschränken sich vielfach auf gemeinsame Zielvorgaben, ohne näher zu bestimmen, mit welchen Mitteln diese Ziele anzustreben sind. Teilweise kommt hinzu, dass auch die Zielvorgaben noch relativ vage formuliert werden, sodass über den letztlich anzustrebenden Zustand Unklarheiten bestehen (CHAYES et al., 2000; CHAYES und CHAYES, 1993, S. 188–192). Wiederum liegen die Gründe für die „schwache“ Ausgestaltung der Vereinbarungen in dem Bemühen, vielfältige gegenläufige Interessen in einem Kompromiss zu vereinen. Die Beschränkung auf Zielvorgaben und Konkretisierungsmängel bilden gleichsam eine Voraussetzung für die Integrationsfähigkeit des internationalen Übereinkommens und dafür, dass die gewünschte Initiative durch eine möglichst große Zahl von Staaten getragen werden kann. Auch insoweit muss eine gewisse Durchsetzungsschwäche als Zugeständnis an die höhere Integrations- und Initiativfunktion der internationalen Kooperationen hingenommen werden. Daher erscheint eine Verpflichtung zur transparenten Berichterstattung und Umsetzungsplanung als ein geeignetes und nachgerade unerlässliches Instrument, um einerseits Umset-

zungsdefizite aufzudecken und die verantwortlichen Staaten zur Umsetzung anzuhalten, ohne andererseits von einer Beteiligung am Übereinkommen oder von seiner Weiterentwicklung abzuschrecken.

Unsicherheiten kollektiven Handelns

520. Unsicherheiten kollektiven Handelns, die wesentlich aus der fehlenden Verbindlichkeit und dem Mangel an Vollzugsmitteln resultieren, können dazu führen, dass die verantwortlichen Staaten entweder auf Maßnahmen anderer Staaten spekulieren (Freerider-Verhalten), oder dass sich die Staaten stillschweigend darauf einigen, im Vollzug hinter den Zielen zurückzubleiben. Diese Effekte, die sicherlich auch bei der Nichteinhaltung des Vermeidungsziels für Nährstoffeinträge, aber auch in der Fischereipolitik der EU eine wesentliche Rolle spielen, können ihrerseits nur durch eine Stärkung von Transparenz und Vollzug überwunden werden. Wiederum liegt es aber nahe, dies durch das weiche Instrument einer transparenten Berichterstattung und der verbindlichen Vorlage von Umsetzungsplänen zu tun, um mit der Flexibilität auch die Integrationskraft und Initiativfunktion der internationalen Kooperationen zu erhalten.

Unzureichende finanzielle, technische oder administrative Kapazitäten

521. Kapazitätsmängel stehen vielfach in Entwicklungsländern im Vordergrund und sollten dem Schutz von Nord- und Ostsee weniger im Wege stehen dürfen. Gleichwohl erscheint die administrative Repräsentanz des Meeresumweltschutzes im Vergleich zu anderen sektoralen Umweltpolitiken, wie beispielsweise dem Schutz der Binnengewässer noch deutlich unterentwickelt. Die sich mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie neu formierenden Gewässerverwaltungen bieten zwar Anknüpfungspunkte für eine Integration des Meeresumweltschutzes. Eine besondere Verwaltung der Meeresgewässer ist jedoch bisher auch in diesem Umfeld nicht vorgesehen (siehe aber die Pläne der EU-Kommission im Zusammenhang mit dem Entwurf einer gemeinsamen Meeresschutzstrategie).

4.3.3 Folgerungen

522. Die Defizite bei der Umsetzung der internationalen Zielvereinbarungen und Maßnahmeempfehlungen zum Meeresumweltschutz beruhen mit unterschiedlichem Gewicht insbesondere darauf, dass die Konventionen keine „harten“ Durchsetzungsinstrumente und Sanktionen vorsehen, durch die ein höherer Umsetzungsdruck auf säumige Staaten ausgeübt werden könnte. Daher müssen sich die internationalen Kooperationen grundsätzlich darum bemühen, dass ihre verbindlichen Beschlüsse wirklich ernst genommen und umgesetzt werden. Zugleich darf aber nicht verkannt werden, dass der weiche, das heißt flexible und häufig mittel- bis langfristige Charakter der Vereinbarungen auch eine wesentliche Voraussetzung dafür ist, dass Initiativen für den Umweltschutz überhaupt die internationale Zustimmung finden.

Ohne ihrer Integrationsfähigkeit übermäßig zu schaden, könnte die Durchsetzungskraft der internationalen Meeresschutzregime nach Ansicht des Umweltrates maßgeblich erhöht werden, wenn die Schutzkonventionen um die Verpflichtung der Vertragsstaaten ergänzt würde, der OSPAR- und der Helsinki-Kommission aussagekräftige nationale Umsetzungspläne vorzulegen. OSPAR und HELCOM sehen durchaus – ebenso wie in Einzelheiten auch die im Rahmen dieser Übereinkommen getroffenen Maßnahmebeschlüsse – eine laufende Berichterstattung der Vertragsstaaten über den Umsetzungsstand sowie auf dieser Informationsbasis auch die Erstellung von Umsetzungsberichten vor. Insoweit ist ein Mindestmaß an Transparenz hinsichtlich des jeweiligen Umsetzungsstands durchaus gewährleistet. Eine Verpflichtung der Vertragsstaaten, Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der internationalen Zielbündel zu erstellen und diese Programme im Falle festgestellter Vollzugsmängel um „Nachholpläne“ zu ergänzen, fehlt jedoch gänzlich.

In der fehlenden Strategie- und Programmbildung sieht der Umweltrat ein entscheidendes Steuerungsdefizit, und zwar nicht nur im Hinblick auf die wesentliche Bedeutung, die nationale Umsetzungsprogramme für den Vollzug der internationalen Schutzziele und Maßnahmeempfehlungen entfalten könnten. Die Erforderlichkeit solcher Handlungsprogramme liegt nämlich wesentlich auch darin begründet, dass nur auf der Grundlage detaillierter und mit zeitlichen Zielvorgaben versehener Planungen auch die gebotene Integration der verschiedenen relevanten Politikfelder gewährleistet und ein gesamtoptimiertes Handlungsprogramm entwickelt werden kann (sogleich Kapitel 4.4).

4.4 Instrumente der integrierten Steuerung

523. Als breite Querschnittsmaterie erfordert der Meeresumweltschutz sachnotwendig eine bereichsübergreifende Strategiebildung und Maßnahmenplanung, denn nur durch eine solche integrative Herangehensweise können widersprüchliche und kontraproduktive Maßnahmen vermieden werden (zur Bedeutung strategischer Planung in der Umweltpolitik siehe SRU, 2000, Kapitel 1). Die Bedeutung eines integrierten Schutz- und Vorsorgeansatzes kommt besonders deutlich in den schon mehrfach thematisierten planerischen Abstimmungsdefiziten zum Ausdruck, die die Nutzung der Meeresflächen in Ermangelung einer marinen Raumplanung heute noch prägen. Die geforderte marine Raumplanung stellt insoweit bereits ein elementares Instrument der integrierten Meeresschutzpolitik dar. Freilich deckt die Raumplanung bei weitem nicht alle erforderlichen beziehungsweise möglichen Maßnahmen ab. Daher bedarf es über die marine Raumplanung hinausgehend eines umfassenden Meeresschutz-Maßnahmenprogramms, das in Abwägung aller zu Gebote stehenden Handlungsmöglichkeiten und konfligierenden Belange eine möglichst optimale und transparente Schutzstrategie entwickelt. Insoweit stellt sich für die Meeresflächen eine planerische Herausforderung, die der Bewirtschaftung von Flussgebieten nach der Wasserrahmenrichtlinie wesensähnlich ist. Wie für die Binnen-

gewässer sollte daher auch für die Meeresgewässer der EU eine qualifizierte, konsequent qualitätsorientierte Bewirtschaftung eingeführt werden. An die Instrumente, Einrichtungen und Maßstäbe der Wasserrahmenrichtlinie könnte dabei sogar vielfältig unmittelbar angeknüpft werden.

Wie bereits angedeutet wurde (Tz. 522), kommt der integrierten Strategiebildung und Bewirtschaftung im Rahmen von Maßnahmenprogrammen auch eine ganz wesentliche Bedeutung für die Behandlung des Meeresumweltschutzes in konfligierenden Sektorpolitiken zu. Durch die institutionalisierte ressortübergreifende Abstimmung, die die integrierte Maßnahmenplanung stets erfordert, wird die Befassung der verantwortlichen Ressorts besser gewährleistet. Zugleich wird der Meeresumweltschutz in diesen Abstimmungsprozess nicht nur im Hinblick auf einen jeweils einzelnen Schutzaspekt, sondern als integrales Politikfeld eingebracht, was sein Gewicht insgesamt erhöht. Nicht zu unterschätzen ist in diesem Zusammenhang auch die personelle, administrativ-organisatorische Aufwertung, die die Meeresumwelt durch eine integrierte Behandlung erfahren würde. Das demonstriert nicht nur der laufende Umsetzungsprozess zur Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der Bewirtschaftung der Binnengewässer, sondern neuerdings auch das aktuell von der EU-Kommission veröffentlichte Dokument „Arbeitsplan und organisatorische Arrangements für die Entwicklung einer EU-Strategie zum Meeresumweltschutz“ (EU-Kommission, 2003i), auf das nachfolgend noch näher eingegangen wird.

4.5 Insbesondere: Die Ausgestaltung der Europäischen Meeresschutzstrategie

524. Die EU-Kommission hat das dringende Erfordernis einer übergreifenden Meeresschutzstrategie erkannt und mit ihrem im Oktober 2002 vorgelegten Konzept den Grundstein zur Entwicklung eines solchen integrierten Maßnahmenprogramms gelegt. Wenngleich dieses erste Konzept noch einige fundamentale inhaltliche Defizite aufweist (SRU, 2003b), so ist es hinsichtlich der Intention, inhaltlich und organisatorisch zu einer integrierten Schutzpolitik zu kommen, uneingeschränkt zu begrüßen. Insoweit zeigt auch das nunmehr vorliegende Dokument zum Arbeitsplan und zu den organisatorischen Arrangements in die richtige Richtung (EU-Kommission, 2003i).

Darin wiederholt und spezifiziert die Kommission noch einmal die Zielfestlegungen des Strategie-Konzeptentwurfs dahin gehend, dass die spätestens bis zum Mai 2005 zu beschließende Strategie folgende Elemente umfassen soll:

– einen integrierten Ansatz mit qualitativen und quantitativen Zielfestlegungen und Zeithorizonten;

– Umsetzungsmaßnahmen;

– ein gemeinsames, harmonisiertes Monitoring und Umweltassessment;

– umfassende Beteiligung betroffener Kreise und Verbände.

Im Übrigen setzt die Kommission besondere Akzente auf die verbesserte Kooperation und Koordination zwischen Akteuren der internationalen, regionalen und nationalen Ebene einerseits sowie auf effektive Kooperations- und Abstimmungsmechanismen innerhalb der EU, zwischen der EU und den Mitgliedstaaten sowie mit OSPAR und HELCOM und sonstigen Organisationen andererseits. Die interne Abstimmung auf Gemeinschaftsebene soll in allen Fragen des Meeresumweltschutzes durch eine inzwischen bereits offiziell eingesetzte Koordinierungs-Arbeitsgruppe (Inter-service group) organisiert und geleitet werden. Die Abstimmung mit, zwischen und innerhalb der Mitgliedstaaten soll eng an die Vollzugsstrategie zur Wasserrahmenrichtlinie angelehnt und von den im Rahmen dieser Vollzugsstrategie für jeden Mitgliedstaat einberufenen Koordinatoren, den so genannten Wasserdirektoren in einer gesonderten Arbeitsgruppe mit betreut werden (Abbildung 4-1). Davon erwartet sich die Kommission zugleich eine stärkere Einbettung des Meeresumweltschutzes in die durch die Wasserrahmenrichtlinie initiierten integrierten Organisations- und Verwaltungsstrukturen. Schließlich setzt die Kommission ganz wesentlich auch auf die Entwicklung regionaler Umsetzungspläne nach dem Muster der Bewirtschaftungs- beziehungsweise Maßnahmenpläne der Wasserrahmenrichtlinie.

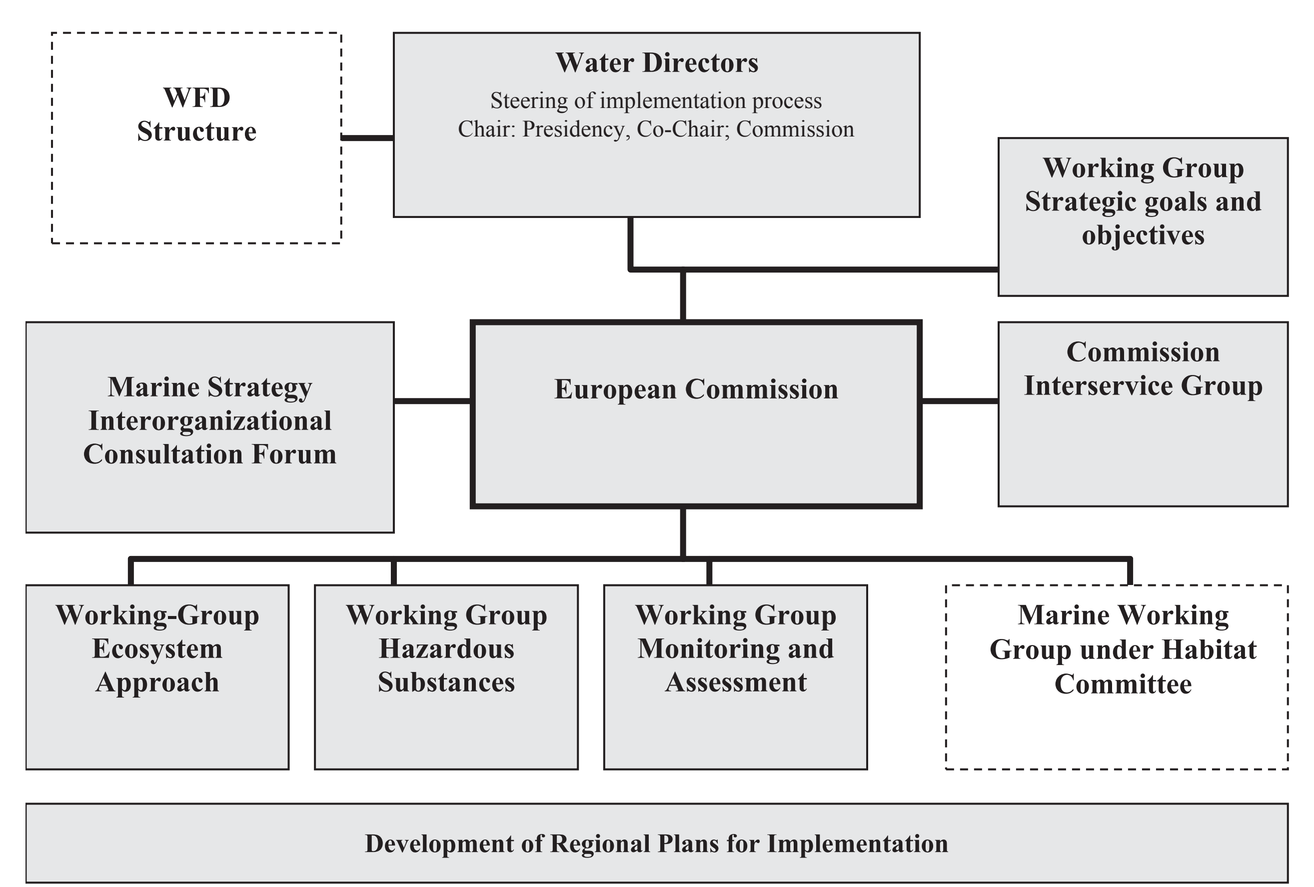
Dieses organisatorische Arrangement erscheint zwar grundsätzlich als geeigneter Ansatz für eine integrative Meeresumweltpolitik auf Gemeinschaftsebene. Insbesondere erscheint auch die maßgebliche Stützung auf die Umsetzungsprogramme zur Wasserrahmenrichtlinie wegen der großen Sachnähe gerechtfertigt. Zwei zentralen Herausforderungen wird jedoch dieses Organisationsmodell nicht gerecht:

– Es fehlen Arbeitsgruppen zu den wichtigen Problemsektoren Landwirtschaft, Fischerei und Schifffahrt. Die Arbeitsgruppen beschränken sich demgegenüber auf die klassischen Kompetenzbereiche der GD-Umwelt. Damit setzt sich das Defizit des Strategie-Konzeptentwurfs der Kommission vom Oktober 2002 nahtlos in ihren Vorschlägen zum institutionellen Arrangement fort.

– Die Verknüpfung mit der nationalen und regionalen Umsetzungsebene bleibt bisher weitgehend vernachlässigt. Im Ansatz ist die angestrebte Verknüpfung mit regionalen Umsetzungsprogrammen richtig. Im Sinne der vorstehenden Ausführungen zu den instrumentellen Grundbedingungen, zur transparenten Vollzugskontrolle, zur besseren Durchsetzung und zur integrierten Maßnahmenplanung sollten allerdings die Mitgliedstaaten unbedingt durch nationale Meeresschutzprogramme und Aktionspläne an der Operationalisierung der Gemeinschaftsstrategie beteiligt werden (Kapitel 4.6).

Abbildung 4-1

Vorschlag der Kommission für das Organisatorische Arrangement zur Entwicklung einer Europäischen Meeresschutzstrategie



Quelle: EU-Kommission, 2003

4.6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Pragmatische Auslegung und Handhabung des ökosystemaren Ansatzes

525. Die durch den ökosystemaren Ansatz proklamierte Zielsetzung, Funktionszusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen marinen Arten und Habitaten möglichst mit zu schützen und die Bewirtschaftung der marinen Flächen darauf abzustimmen, hält der Umweltrat für eine zwingende Maxime; dies gilt insbesondere im Bereich der Fischerei, die tief in die Artenzusammensetzung eingreift, ohne dass bisher die ökosystemaren Auswirkungen hinreichend erforscht, geschweige denn bewirtschaftend berücksichtigt wurden. Allerdings darf der ökosystemare Ansatz nicht im Sinne eines „Forschungsvorbehaltes“ dahin gehend verstanden werden, dass Funktionszusammenhänge und Wechselwirkungen zunächst weiter erforscht werden müssen, bevor Maßnahmen zur Verminderung anthropogener Eingriffe ergriffen werden. Als Optimierungsgebot für den Meeresumweltschutz soll der ökosystemare Ansatz das Vorsorgeprinzip umsetzen und nicht abschwächen.

Bereinigung effektivitätsmindernder Kompetenzkonflikte

526. Zu Bereinigung effektivitätsmindernder Kompetenzkonflikte sollte partiell auf eine Klärung und zum Teil auch auf eine Neuordnung der Zuständigkeiten in den Hauptproblemfeldern des Meeresumweltschutzes hingewirkt werden:

– Für das Verhältnis der regionalen Schutzorganisationen sowie der EU zum internationalen Seeschifffahrtsregime, das heißt zum Seerechtsübereinkommen und zur Internationalen Seeschifffahrtsorganisation IMO, bezüglich der Möglichkeiten, die Schifffahrt regional auf höhere Schutz-, Emissions- und Sicherheitsstandards zu verpflichten, sollte auf größere Handlungsspielräume für die regionalen Anrainergemeinschaften hingewirkt werden.

– In dem Verhältnis zwischen der EU und den regionalen Kooperationen unter dem OSPAR- und dem Helsinki-Übereinkommen sollten die Kompetenzen von OSPAR und HELCOM gewahrt und ihre Initiativ- und Vorreiterfunktion für den Meeresumweltschutz gestützt werden.

– In dem Verhältnis der EU zu ihren Mitgliedstaaten sollte eine europäische Aufsichtsbehörde, die den Vollzug durch internationale Kontrollteams koordiniert und leitet, das derzeitige Defizit eines einheitlichen, mit flächendeckenden Hoheitsbefugnissen operierenden Überwachungs- und Vollzugsapparates ausgleichen.

– Für das Verhältnis des Bundes zu den Ländern empfehlen sich schließlich eine Stärkung der Bundes-Vollzugskompetenzen im Bereich der Schifffahrtsüberwachung (Ausweitung auch auf das Küstenmeer) und die Einführung einer konkurrierenden Kompetenz im Bereich des Gewässerschutzes.

– Die Vorschläge der EU-Kommission zur europäischen Organisationsstruktur einer Gemeinsamen Europäischen Meerespolitik sind wesentlich zu ergänzen um Einrichtungen und ständige Gremien, die die Integration der Bereiche Landwirtschaft, Fischerei und Schifffahrt gewährleisten.

Schaffung eines hierarchisch strukturierten, integrierten Bewirtschaftungsregimes

527. Der Umweltrat hält es für unabweisbar, dass der Meeresumweltschutz als multilaterale Querschnittsaufgabe sachnotwendig in besonderem Maße eine integrierte Strategiebildung und Maßnahmenplanung sowie räumliche Koordinierung verlangt. Gerade wegen der vielfältigen Handlungsspielräume, die im Übrigen häufig auch im Rahmen der Umsetzung von OSPAR-, HELCOM- oder EU-Vorgaben bestehen, erscheint auch auf nationaler Ebene eine Gesamtstrategie, ein nationales Meeresumweltschutzprogramm, zur transparenten Ziel- und Maßnahmenbestimmung unbedingt geboten. Gleichwohl existieren solche nationalen Programme soweit ersichtlich noch nicht. Schon um solche Planungen auf einem einheitlichen und horizontal wie vertikal anknüpfungsfähigen Niveau zu gewährleisten, sollte die EU die Erstellung nationaler Bewirtschaftungsprogramme verbindlich fordern, zumal diese Programme eine wesentliche Grundlage für die effektivere Durchsetzung und Fortschreibung internationaler und europäischer Initiativen bilden können. Anknüpfend an die Wasserrahmenrichtlinie sollten sich die Mitgliedstaaten daher gemeinschaftlich dazu verpflichten,

– auch für den Bereich der Meeresgewässer nationale Maßnahmenprogramme aufzustellen und regelmäßig fortzuschreiben,

– im Rahmen dieser Maßnahmenprogramme die Umsetzung völkerrechtlicher und gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben anzustreben und nachzuweisen,

– gegebenenfalls ergänzende Aktionspläne zu erlassen, soweit sich Vollzugsmängel ergeben und

– nach Maßgabe der nationalen Bewirtschaftungsplanung eine marine Raumplanung entsprechend gemeinschaftsrechtlich einheitlich zu fixierender Planungsstandards und -verfahren vorzunehmen.

Ungeachtet noch zu schaffender europäischer Vorgaben appelliert der Umweltrat an die Bundesregierung und insbesondere auch an die Küsten-Bundesländer, unverzüglich Meeresschutzprogramme zu erarbeiten und unter regelmäßiger Öffentlichkeitsbeteiligung fortzuschreiben.

Literaturverzeichnis

ALBRECHT, H., SCHMOLKE, S. R. (2003): Belastung der Nordsee mit anorganischen Schadstoffen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 77–82.

ALESSI, M. de (2003): Technology, Marine Conservation, and Fisherie Management. In: FOLDVARY, F. E., KLEIN, D. B. (Eds.): The Half-Life of Policy Rationales. How New Technology Affects Old Policy Issues. New York: New York University Press, S. 21–37.

ALLSOPP, M., ERRY, B., SANTILLO, D., JOHNSTON, P. (2001): POPs in the Baltic. A review of persistent organic pollutants (POPs) in the Baltic Sea. Amsterdam: Greenpeace International. Online im Internet: http://archive.greenpeace.org/~toxics/reports/popsbaltic.pdf.

ANDERSON, L. G. (2000): Selection of a Property Rights Management System. In: SHOTTON, R. (Ed.): Use of Property Rights in Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 404/1. Online im Internet: http://www.fao.org/docrep/003/X7579E/x7579e00.htm.

APPEL, I. (2001): Das Gewässerschutzrecht auf dem Weg zu einem qualitätsorientierten Bewirtschaftungsregime. Zum finalen Regelungsansatz der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 12, Sonderheft, S. 129–137.

ARNASON, R. (2002): A Review of International Experiences with ITQs. Annex to Future Options for UK Fish Quota Management. University of Portsmouth. CEMARE Report Nr. 58.

ARNDT, E.-A. (1996): Lebensgemeinschaften. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 47–54.

ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas) (2000): Draft recovery plan for Baltic harbour porpoises. Document AC9/Ddoc. Bonn: ASCOBANS.

AUERSWALD, K. (1997): Emissionen von N und P aus der Pflanzen- und Tierproduktion in die Gewässer. In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Landwirtschaft im Konfliktfeld Ökologie – Ökonomie. Rundgespräch am 8. und 9. Juli 1996 in München. München: Pfeil, S. 127–135.

Baltic 21 (2003): Baltic 21 Report 2000–2002: Towards Sustainable Development in the Baltic Sea Region. Baltic 21 Series No. 1/2003. Stockholm: Baltic 21 Secretariat. Online im Internet: http://www.baltic21.org.

Baltic 21 Tourism Group (1998): Agenda 21 – Baltic Sea Region Tourism. Baltic 21 Series No. 7/98.

BARTNICKI, J., GUSEV, A., BARRETT, K., SIMPSON, D. (2003): Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Lindane to the Baltic Sea in the Period 1996–2000 (Updated: 15. July 2003). Online im Internet: http://www.emep.int/helcom2002.

BECKER, G. A. (1990): Physikalische und chemische Randbedingungen. Die Nordsee als physikalisches System. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B., WESTERNHAGEN, H. von (1990): Warnsignale aus der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 11–27.

BECKER, P. H., BRUHN, R. (2003): Schadstoffbelastung der Organismen im Küstenbereich. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 204–210.

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. (2000): Nährstoffemissionen und -frachten in den Flussgebieten Deutschlands und ihre Veränderung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. Workshop des Umweltbundesamtes. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte, 29/00, S. 6–28.

BERNEM, K.-H. van (2003): Einfluss von Ölen auf marine Organismen und Lebensräumen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 229–233.

BERTRAM, H.-U. (2003): Anforderungen an die Verwertung von Baggergut aus Sicht der Abfallwirtschaft. Manuskript zum Vortrag beim HTG/PIANC-Sprechtag des HTG-Fachausschusses Baggergut am 20. Mai 2003 in Bremen. Online im Internet: http://www.htg-baggergut.de/sites/texte.html.

BEUSEKOM, J. van, FOCK, H., JONG, F. de, DIEL-CHRISTIANSEN, S., CHRISTIANSEN, B. (2001): Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. Wilhelmshaven: Common Wadden Sea Secretariat. Wadden Sea Ecosystem No. 14. Online im Internet: http://www.waddensea-secretariat.org/news/documents/eut/Eut-report.pdf [Stand 09.10.2003].

BEUSEKOM, J. van, BROCKMANN, U., ELBRÄCHTER, M., PÄTSCH, J., WILTSHIRE, K. (2003): Die Bedeutung und die Gefahr von Algenblüten in Wattenmeer und Nordsee. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 182–192.

BEVERTON, R. J. H., HOLT, S. J. (1957): On the dynamics of exploited fish populations. London: HMSO. Fishery investigations, Series 2, Vol. 19.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (1995): Rote Listen der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. Bonn-Bad Godesberg: BfN. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 44.

BfN (1997): Biodiversität und Tourismus. Berlin: Springer.

BfN (2001): BfN-Karte und Erläuterungen: Ökologisch besonders wertvolle marine Gebiete im deutschen Nordseebereich. 2., überarb. Aufl., Januar 2001. Online im Internet: http://www.bfn.de.

BfN (2003a): Lebensraumtypen. Online im Internet: http://www.habitatmarenatura2000.de.

BfN (2003b): Schutzgebietsvorschläge nach der FFH-Richtlinie. Online im Internet: http://www.habitatmarenatura2000.de.

BfN (2003c): HABITAT MARE NATURA 2000. Aktuelle Karten. Online im Internet: http://www.habitatmarenatura2000.de/.

BfS (Bundesamt für Strahlenschutz) (2003): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001. Daten und Bewertung. Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz. Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW. BfS-Schriften, 27.

BLAZER, V. S., LAPATRA, S. E. (2002): Pathogens of cultured fishes: potential risks to wild fish populations. In: TOMASSO, J. R. (Ed.): Aquaculture and the environment in the United States. Baton Rouge: U. S. Aquaculture Society, S. 197–224.

BLMP (Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee) (2002): Meeresumwelt 1997–1998. Hamburg: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002): Internationale Aktivitäten und Erfahrungen im Bereich der Offshore-Windenergienutzung. Berlin: BMU.

BMU und UBA (2003): Umwelt Deutschland: Eine multimediale Reise durch das Gestern, Heute und Morgen unserer Umwelt. Online im Internet: http://www.umwelt-deutschland.de [Stand 12.09.2003].

BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen) (2003): Acht-Punkte-Programm für mehr Sicherheit auf See vom 23. Dezember 2003. Online im Internet: http://www.bmvbw.de.

BÖRZEL, T. A. (2002): Why Do States Not Obey the Law? Paper prepared for presentation at ARENA, University of Oslo, June 6, 2002. Berlin: Humboldt Universität zu Berlin.

BÖRZEL, T. A., RISSE, T. (2001): Die Wirkung internationaler Institutionen: Von der Normanerkennung zur Normeinhaltung. Bonn: MPPRdG. Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter 2001/15.

BÖTTCHER, M. E. (2003): Schwarze Flecken und Flächen im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 193–195.

Bonn Agreement (2001): HELCOM/Bonn Agreement. Location of oil spillages observed by Aerial Surveillance within the Baltic and North Sea Areas in 2001. Online im Internet: http://www.bonnagreement.org/grfx/commonmap2001.GIF [Stand 17.09.2003].

BOOß, D. (2003): Umweltschutz und Fischerei. In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht. 2. Aufl. Köln: Heymann, Bd. 2, § 86.

BOTHE, M. (1996): Versuch einer Bilanz. Ratifizierungs-, Durchsetzungs-, Ausfüllungs- und Überwachungsdefizite. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Baden-Baden: Nomos, S. 329–338.

BRENK, V. (2003a): Verschmutzung der Nord- und Ostsee durch die Seeschifffahrt. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 107–113.

BRENK, V. (2003b): Vortrag auf dem Symposium „Warnsignale aus dem Meer“, 31.03. bis 02.04.2003, Hamburg.

BROCKMANN, U., LENHART, H., SCHLÜNZEN, H., TOPCU, D. (2003): Nährstoffe und Eutrophierung. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 61–76.

BROWN, J. E., KOLSTAD, A. K., BRUNGOT, A. L., LIND, B., RUDJORD, A. L., STRAND, P., FOYN, L. (1999): Levels of Tc-99 in seawater and biota samples from Norwegian coastal waters and adjacent seas. Marine Pollution Bulletin 38 (7), S. 560–571.

BROWN WEISS, E., JACOBSON, H. K. (Hrsg.) (2000): Engaging Countries. Strengthening Compliance with In-

ternational Environmental Accords. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.

BRÜGMANN, L. (1996): Quellen und regionale Verteilung von Schwermetallen im Wasser und Sediment. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 74–79.

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2000): Sichere Navigation in der Kadetrinne (Kadetrenden). Online im Internet: http://www.bsh.de/de/Schifffahrt/Sportschifffahrt/Berichtigungsservice%20Karten/NfS/Hefte2000/nfs-beilage2_36.2000.pdf [Stand 13.01.2004].

BSH (2002): Genehmigung Offshore-Windenergiepark „Offshore-Bürger-Windpark Butendiek“, Az.: 8086.01/Butendiek/Z1.

BSH (2003a): Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Abschlussbericht Juni 2003. Hamburg. Berichte des BSH, 32.

BSH (2003b): Jahresbericht 2002 der Bundesanstalt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Hamburg.

BSH (2003c): Verkehrsweg. Online im Internet: http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Verkehrsweg/index.jsp.

BSH (2003d): Statistik 2001. Online im Internet: http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MARPOL%20Umweltuebereinkommen/Jahresstatistik.jsp.

BSH (2003e): Continental Shelf Information System. Online im Internet: http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/index.jsp.

BUCHWALD, K. (1998): Naturschutz und Tourismus im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ – Problematik, Konfliktlösungen, Zukunftsgefährdung. In: BUCHWALD, K., ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Freizeit, Tourismus und Umwelt. Bonn: Economica. Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Bd. 11, S. 194–222.

Bundesregierung (2002a): Strategie der Bundesregierung zur Windenergienutzung auf See. Online im Internet: http://www.bmu.de/files/windenergie_strategie_br_020100.pdf.

Bundesregierung (2002b): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin.

Bundesregierung (2002c): Bericht der Bundesregierung. Konzeption der Bundesregierung für den Bereich Umweltschutz und Tourismus. Online im Internet: http://www.bmu.de/files/tourismusbericht.pdf [Stand 09.09.2003].

CALLIESS, C. (2003): Einordnung des Weißbuches zur Chemikalienpolitik in die bisherige europäische Chemie- und Umweltpolitik. In: HENDLER, R., MARBURGER, P., REINHARDT, M., SCHRÖDER, M. (Hrsg.): Das Europäische Weißbuch zur Chemikalienpolitik. Berlin: E. Schmidt, S. 11–62.

CARSTENS, M., CLAUSSEN, U., HERATA, H., SCHWARZBACH, W. (2003): Der Zustand der Nordsee – Ergebnisse der Qualitätszustandsberichte. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 340–349.

CHAYES, A., CHAYES, A. H. (1993): On Compliance. International Organization 47 (2), S. 175–205.

CHAYES, A., HANDLER CHAYES, A., MITCHELL, R. B. (2000): Managing Compliance: A Comparative Perspective. In: BROWN WEISS, E., JACOBSON, H. K. (Hrsg.): Engaging Countries. Strengthening Compliance with International Environmental Accords. Cambridge, Massachusetts: MIT Press, S. 39–62.

CHRISTY, F. T. (2000): Common Property Rights: An Alternative to ITQs. In: SHOTTON, R. (Ed.): Use of Property Rights in Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 404/1. Online im Internet: http://www.fao.org/docrep/003/X7579E/x7579e03.htm.

CICIN-SAIN, B. (2002): An Overview of Policy Issues and Options for Improved Regional Ocean Governance. In: CICIN-SAIN, B., EHLER, C. (Hrsg.): Improving Regional Ocean Governance in the United States. Workshop Proceedings. Newark, Delaware: Center for the Study of Marine Policy, S. 1–22.

CRISP, D. J. (1975): Secondary productivity in the sea. In: Productivity of world ecosystems. Washington D. C.: National Academy of Sciences, S. 71–89.

CRON, T. O. (1995): Das Umweltregime der Nordsee – völker- und europarechtliche Aspekte. Baden-Baden: Nomos.

CZYBULKA, D. (1999): Naturschutzrecht im Küstenmeer und in der Ausschließlichen Wirtschaftszone. Natur und Recht 21 (10), S. 562–569.

CZYBULKA, D. (2001): Geltung der FFH-Richtlinie in der Ausschließlichen Wirtschaftszone. Natur und Recht 23 (1), S. 19–27.

CZYBULKA, D. (2003): Meeresschutzgebiete in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ). Zeitschrift für Umweltrecht 14 (5), S. 329–337.

DANIELSSON, J., GÜNTHER, W., KOCH, A., LOHMANN, M., SCHUMACHER, M., SONNTAG, U., VOLMERT, E., ZIESEMER, K. (2001): Indikatoren für die Entwicklung von nachhaltigem Tourismus im Ostseeraum. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte, 67/01.

DAVIDSE, W. P. (2000): The Effects of Transferable Property Rights on the Fleet Capacity and Ownership of Harvesting Rights in the Dutch Demersal North Sea Fisheries. In: SHOTTON, R. (Ed.): Use of Property Rights in Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 404/2. Online im Internet: http://www.fao.org/docrep/003/x8985e/x8985e08.htm.

DESOMBRE, E. (2000): Flags of Convenience and the Enforcement of Environmental, Safety, and Labor Regulations at Sea. International Politics 37 (2), S. 213–232.

DÖRING, R. (2000): Die Zukunft der Fischerei im Biosphärenreservat Südost-Rügen. Frankfurt a. M.: Lang.

DOHMANN, M. (2001): Stickstoffelimination aus Abwasser – eine unendliche Geschichte? In: HIT 2000, 7. Hannoversche Industrieabwasser-Tagung: Neue Wege der Stickstoffelimination in hoch konzentrierten Teilströmen. Hannover: Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, H. 117, S. 1–11.

DOUGHERTY, C. P., HENRICKS HOLTZ, S., REINERT, J. C., PANYACOSIT, L., AXELRAD, D. A., WOODRUFF, T. J. (2000): Dietary exposures to food contaminants across the United States. Environmental Research 84 (2), S. 170–185.

DREYHAUPT, F. J. (Hrsg.) (1994): VDI-Lexikon Umwelttechnik. Düsseldorf: VDI-Verlag.

DTV (Deutscher Tourismusverband) (2003): Deutschlands Touristenhits im Jahr 2002. Pressemitteilung vom 14. Mai 2003. Online im Internet: http://www.deutschertourismusverband.de/source/aktuelles/index.html.

EEB (European Environmental Bureau), T&E (European Federation for Transport and Environment), SAR (Seas At Risk), Swedish NGO Secretariat on Acid Rain (2003): Air pollution from ships. Online im Internet: http://www.eeb.org/activities/air/Air-Pollution-from-Ships-Feb2003.pdf [Stand 24.11.2003].

EHLERS, P. (2001): Der Schutz der Ostsee – Ein Beitrag zur regionalen Zusammenarbeit. Natur und Recht 23 (12), S. 661–666.

EHLERS, P. (2002a): Marine Environment Protection – The Baltic Sea Example. In: EHLERS, P., MANN-BORGESE, E., WOLFRUM, R. (Eds.): Marine Issues. From a Scientific, Political and Legal Perspective. The Hague: Kluwer Law International, S. 94–104.

EHLERS, P. (2002b): Schiffssicherheit auf der Ostsee – Strategien der Helsinki-Kommission. Zeitschrift für öffentliches Recht in Norddeutschland H. 3, S. 89–95.

EHLERS, P. (2003): Schiffssicherheit nach der „Prestige“. Zeitschrift für Umweltrecht 14 (5), S. 342–349.

ERBGUTH, W. (2002): Wahrung möglicher Belange der Bundesraumordnung in der Ausschließlichen Wirtschaftszone der Bundesrepublik Deutschland – Raumordnung im Küstenmeer. Rechtsgutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Rostock.

ERBGUTH, W., JENISCH. U., HERMA, M., KELLER, M. (2002): Maritime Sicherheit im Ostseeraum 2002. Endbericht. In: Landtag Mecklenburg-Vorpommern: Maritime Sicherheit im Ostseeraum. Bd. 2. Schwerin: Landtag, S. 204–330.

EU-Kommission (1997): Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. KOM (1997) 473 endg.

EU-Kommission (1998): Durchführung der Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, geändert durch die Richtlinie 98/15/EG der Kommission vom 27. Februar 1998 – Zusammenfassung der von den Mitgliedstaaten getroffenen Maßnahmen und Bewertung der in Anwendung von Artikel 13 und 17 der Richtlinie erhaltenen Informationen. KOM (1998) 775 endg.

EU-Kommission (2000a): Regional Socio-economic Studies on Employment and the Level of Dependency on Fishing. Lot No. 23: Coordination and Consolidation Study.

EU-Kommission (2000b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat über die Sicherheit des Erdöltransports zur See. KOM (2000) 142 endg.

EU-Kommission (2000c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat über ein zweites Paket von Maßnahmen der Gemeinschaft für die Sicherheit der Seeschifffahrt im Anschluss an den Untergang des Öltankschiffs Erika. KOM (2000) 802 endg.

EU-Kommission (2000d): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über eine europäische Strategie für das integrierte Küstenzonenmanagement. KOM (2000) 547 endg.

EU-Kommission (2000e): Vorschlag für eine Empfehlung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Umsetzung des integrierten Küstenzonenmanagements in Europa. KOM (2000) 545 endg.

EU-Kommission (2001a): Bericht der Europäischen Kommission über die Wirtschafts- und Beschäftigtenlage in den Küstengebieten der EU. In: EU-Kommission: Grünbuch. Die Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik. Bd. 2. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

EU-Kommission (2001b): Grünbuch über die Zukunft der gemeinsamen Fischereipolitik. KOM (2001) 135 endg.

EU-Kommission (2001c): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuß – Strategie der Gemeinschaft für Dioxine, Furane und polychlorierte Biphenyle. KOM (2001) 593 endg.

EU-Kommission (2001d): Report from the Commission to the European Parliament and the Council. Evaluation of the Active Substances of Plant Protection Products. Brussels. SANCO 822/2001 rev. 3. Online im Internet: http://europa.eu.int/comm/food/fs/ph_ps/pro/ppp01_en.pdf.

EU-Kommission (2001e): Das Programm „Saubere Luft für Europa“ (CAFE): Eine thematische Strategie für die Luftqualität. KOM (2001) 245 endg.

EU-Kommission (2002a): Mitteilung der Kommission an den Rat und an das Europäische Parlament. Hin zu einer

Strategie zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt. KOM (2002) 539 endg.

EU-Kommission (2002b): Mitteilung der Kommission über einen Aktionsplan der Gemeinschaft zur Einbeziehung der Erfordernisse des Umweltschutzes in die Gemeinsame Fischereipolitik. KOM (2002) 186 endg.

EU-Kommission (2002c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Aktionsplan zur Bewältigung der sozialen, wirtschaftlichen und regionalen Folgen der Umstrukturierung der EU-Fischerei. KOM (2002) 600 endg.

EU-Kommission (2002d): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Aktionsplan der Gemeinschaft zur Einschränkung der Rückwürfe beim Fischfang. KOM (2002) 656 endg.

EU-Kommission (2002e): Die gemeinsame Marktorganisation für Erzeugnisse der Fischerei und der Aquakultur. Luxemburg: Amt für Amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

EU-Kommission (2002f): Vorschlag für eine Verordnung des Rates über die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Fischereiressourcen im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik. KOM (2002) 185 endg.

EU-Kommission (2002g): Mitteilung der Kommission über die Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik („Fahrplan“). KOM (2002) 181 endg.

EU-Kommission (2002h): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuss. Hin zu einer thematischen Strategie zur Nachhaltigen Nutzung von Pestiziden. KOM (2002) 349 endg.

EU-Kommission (2002i): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Halbzeitbewertung der Gemeinsamen Agrarpolitik. KOM (2002) 394 endg.

EU-Kommission (2002j): Bericht der Kommission. Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Zusammenfassung der Berichte der Mitgliedstaaten für das Jahr 2000. KOM (2002) 407 endg.

EU-Kommission (2002k): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat zur Erhöhung der Sicherheit im Seeverkehr nach dem Untergang des Öltankschiffs „Prestige“. KOM (2002) 681 endg.

EU-Kommission (2002l): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Eine Strategie der Europäischen Union zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen. KOM (2002) 595 endg., Bd. 1.

EU-Kommission (2002m): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament – Eine Strategie für die nachhaltige Entwicklung der europäischen Aquakultur. KOM (2002) 511 endg.

Europäische Kommission (2003a): Vorschlag für eine Verordnung des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung der Kabeljaubestände. KOM (2003) 237 endg.

EU-Kommission (2003b): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Für eine einheitliche und wirksame Durchführung der Gemeinsamen Fischereipolitik. KOM (2003) 130 endg.

EU-Kommission (2003c): Vorschlag für einen Beschluss des Rates zum Abschluss des Protokolls von 1998 zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe im Namen der Europäischen Gemeinschaft. KOM (2003) 332 endg.

EU-Kommission (2003d): Vorschlag für einen Beschluss des Rates zum Abschluss des Stockholmer Übereinkommens über persistente organische Schadstoffe im Namen der Europäischen Gemeinschaft. KOM (2003) 331 endg.

EU-Kommission (2003e): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinien 79/117/EWG und 96/59/EG. KOM (2003) 333 endg.

EU-Kommission (2003f): Vorschlag für eine Verordnung des Rates zur Festlegung von Gemeinschaftsregeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und Förderregeln für Erzeuger bestimmter Kulturpflanzen. KOM (2003) 23 endg.

EU-Kommission (2003g): Mitteilung der Kommission. Bericht an den Europäischen Rat über die angesichts der Folgen der Prestige-Katastrophe zu ergreifenden Maßnahmen. KOM (2003) 105 endg.

EU-Kommission (2003h): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Meeresverschmutzung durch Schiffe und die Einführung von Sanktionen, einschließlich strafrechtlicher Sanktionen, für Verschmutzungsdelikte. KOM (2003) 92 endg.

EU-Kommission (2003i): Work plan and organisational arrangements for the development of an EU Marine Strategy. Brüssel.

EU-Parlament (2003): Entwurf eines Berichts über den Vorschlag für eine Verordnung des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung der Kabeljaubestände, 24. Juli 2003. Dok. Nr. 2003/0090 (CNS) vorläufig.

EXO, K.-M., HÄLTERLEIN, B., BLEW, J., GARTHE, S., HÜPPOP, O., SÜDBECK, P., SCHEIFFARTH, G. (2003): Küsten und Seevögel. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 317–329.

FARKE, H., RACHOR, E. (2003): Naturschutz für die Nordsee – Was ist erforderlich? In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus

Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 390–394.

FREES, C.-P. (1992): Maßnahmen und rechtliche Möglichkeiten der Europäischen Gemeinschaft zur Bekämpfung und Verhütung von Öltankerunfällen vor ihren Küsten. Natur und Recht 14 (1), S. 16–21.

FROESE, R., PAULY, D. (2003): Dynamik der Überfischung. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 288–295.

F.U.R. (Forschungsgemeinschaft Urlaub und Reisen) (2003): Die 33. Reiseanalyse RA 2003. Hamburg: F.U.R.

GÄRNTER, S. (2000): Biozidprodukte werden sicherer. Nachrichten aus der Chemie Jg. 48, S. 1491–1492.

GÄTJE, C. (2003): Tourismus und Erholung im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 117–121.

GALL, U., BUNJE, J. (1999): Grundwassergewinnung aus den Süßwasserlinsen der Ostfriesischen Inseln. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2. Stuttgart: Ulmer, S. 134–135.

GIETER, M. de, LEERMAKERS, M., RYSSEN, R. van, NOYEN, J., GOEJENS, L., BAEYENS, W. (2002): Total and toxic arsenic levels in North Sea fish. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 43 (4), S. 406–417.

GINZKY, H. (2000): Vermarktungs- und Verwendungsbeschränkungen von Chemikalien – Verfahren, materielle Anforderungen und Reformüberlegungen. Zeitschrift für Umweltrecht 11 (2), S. 129–137.

GISSURARSON, H. H. (2000): Overfishing: The Islandic Solution. London: The Institute of Economic Affairs. Studies on the Environment No. 17.

GOLLASCH, S. (2003): Einschleppung exotischer Arten mit Schiffen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 309–312.

GOLLASCH, S., MECKE, R. (1996): Eingeschleppte Organismen. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 146–150.

GRAY, J. S., BAKKE, T., BECK, H. J., NIELSSEN, I. (1999): Managing the environmental effects of the Norwegian oil and gas industry. From conflict to consensus. Marine Pollution Bulletin Jg. 38, S. 525–530.

GROENEWALD, S., BERGMAN, M. (2003): Auswirkungen der Fischerei auf das Bodenökosystem der Nordsee und Ansätze zur Verringerung von Schadwirkungen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 280–287.

GROMOLL, L. (1996): Gewinnung von Bodenschätzen: Öl, Gas, Kies und andere Rohstoffe. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 113–117.

GROOT, S. J. de, LINDEBOOM, H. J. (Eds.) (1994): Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Ijmuiden: Netherlands Institute for Fisheries Research. NIOZ rapport, 1994–11.

HAAS, P. M. (1993): Protecting the Baltic and North Seas. In: HAAS, P. M., KEOHANE, R. O., LEVY, M. A. (Eds.): Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection. Cambridge, Massachusetts: MIT Press, S. 133–181.

HÄRDTLE, W., VESTERGAARD, P. (1996): Veränderungen der Ufervegetation, Salzwiesen und Dünen. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 157–161.

HANSLIK, M. (1999): Massenauftreten von Mikroplankton. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2. Stuttgart: Ulmer, S. 44–45.

HARWOOD, J. (2002): Wechselbeziehungen zwischen Seehunden und der kommerziellen Fischerei im Nordostatlantik. Zusammenfassung. Provisional Version. Luxembourg: European Parliament. Online im Internet: http://www.europarl.eu.int/meetdocs/committees/pech/20020326/pt10_de.pdf.

HATCHER, A., PASCOE, S., BANKS, R., ARNASON, R. (2002): Future Options for UK Fish Quota Management. University of Portsmouth. CEMARE Report Nr. 58.

HEGE, U. (2003): Untersuchungen zu Nitratgehalten in Sickerwasser. Vortrag auf der Fachtagung „Die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Mitwirkung von Landwirtschaft und Naturschutz“ der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 27.–28. Mai 2003, Berching.

HEIBGES, A.-K., HÜPPOP, O. (2000): Ökologische Bedeutung der seewärtigen Bereiche des niedersächsischen Wattenmeeres. Frankfurt a. M.: WWF Deutschland. Nationalparke, Bd. 9.

HEINTSCHEL VON HEINEGG, W. (2002): The Development of Environmental Standards for the North-East

Atlantic, including the North Sea. In: EHLERS, P., MANN-BORGESE, E., WOLFRUM, R. (Eds.): Marine Issues. From a Scientific, Political and Legal Perspective. The Hague: Kluwer Law International, S. 135–152.

HELBIG, A. J., KUBE, J. (1996): Die Ostsee als Brut- und Überwinterungsgebiet für Meeres- und Küstenvögel. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 222–231.

HELCOM (Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission) (1993): Second Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 2). Baltic Sea Environment Proceedings No. 45. Helsinki: HELCOM. Online im Internet: http://www.helcom.fi/proceedings/bsep45.pdf [Stand 19.03.2003].

HELCOM (1994): Report on Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Online im Internet: http://www.helcom.fi/sea/Reportonchemicalmunitions.pdf [Stand 11.08.2003].

HELCOM (1997): Airborne Pollution Load to the Baltic Sea 1991–1995. Baltic Sea Environment Proceedings No. 69. Helsinki: HELCOM. Online im Internet: http://www.helcom.fi/proceedings/bsep69.pdf [Stand 19.03.2003].

HELCOM (1998a): The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 3). Baltic Sea Environment Proceedings No. 70. Helsinki: HELCOM. Online im Internet: http://www.helcom.fi/a/plc/Bsep-70.pdf [Stand 19.03.2003].

HELCOM (1998b): HELCOM Recommendation 19/1. Marine Sediment Extraction in the Baltic Sea Area. Online im Internet: http://www.helcom.fi/recommendations/rec19_1.html [Stand 18.03.2003].

HELCOM (1998c): HELCOM Recommendation 19/5. HELCOM objective with regard to hazardous substances. Online im Internet: http://www.helcom.fi/recommendations/rec19_5.html.

HELCOM (1999): Marine Sediment Extraction in the Baltic Sea – Status Report. Baltic Sea Environment Proceedings No. 76. Helsinki: HELCOM.

HELCOM (2000): HELCOM Recommendation 21/3. Sustainable and environmentally friendly tourism in the coastal zones of the Baltic Sea Area. Online im Internet: http://www.helcom.fi/recommendations/rec21_3.html.

HELCOM (2001a): The specific conditions in the Baltic Sea Region to be taken into account when selecting and prioritising hazardous substances for priority action. Online im Internet: http://www.helcom.fi/pollution/hazardous.html [Stand 09.10.2003].

HELCOM (2001b): Environment of the Baltic Sea area 1994–1998. Executive Summary. Baltic Sea Environment Proceedings No. 82A. Helsinki: HELCOM. Online im Internet: http://www.helcom.fi/a/proceedings/bsep82a.pdf [Stand 19.03.2003].

HELCOM (2001c): Declaration on the Safety of Navigation and Emergency Capacity in the Baltic Sea Area (HELCOM Copenhagen Declaration). Online im Internet: http://www.helcom.fi/helcom/declarations.html.

HELCOM (2002a): Guidance Document on Short Chained Chlorinated Paraffins (SCCP). Presented by Sweden, June 2002. Online im Internet: http://www.helcom.fi/pollution/hazardous.html [Stand 09.11.2003].

HELCOM (2002b): Environment of the Baltic Sea area 1994–1998. Baltic Sea Environment Proceedings No. 82B. Helsinki: HELCOM. Online im Internet: http://www.helcom.fi/Monas/BSEP82B.pdf [Stand 22.07.2003].

HELCOM (2002c): Guidance Document on Mercury and Mercury Compounds. Presented by Poland, October 2002. Online im Internet: http://www.helcom.fi/pollution/hazardous.html [Stand 09.10.2003].

HELCOM (2002d): Guidance Document on Cadmium and its Compounds. Presented by Denmark, June 2002. Online im Internet: http://www.helcom.fi/pollution/hazardous.html [Stand 09.10.2003].

HELCOM (2003a): The Baltic Marine Environment 1999–2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87. Helsinki: HELCOM.

HELCOM (2003b): The review of more specific targets to reach the goal set up in the 1988/1998 Ministerial Declarations regarding nutrients. Baltic Sea Environment Proceedings No. 89. Helsinki: HELCOM. Online im Internet: http://www.helcom.fi/proceedings/bsep89.pdf [Stand 22.07.2003].

HELCOM (2003c): Executive Summary of the Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation. PLC-4. Online im Internet: http://www.helcom.fi/monas/PLC4/PLC4.pdf [Stand 22.07.2003].

HELCOM (2003d): HELCOM Ministerial Declaration (HELCOM Bremen Declaration). Online im Internet: http://www.helcom.fi/helcom/declarations.html.

HELCOM (2003e): Newsletter 1/2003, S. 4.

HELCOM (2003f): HELCOM Recommendation 15/5. System of Coastal and Marine Baltic Sea Protected Areas (BSPA). Updated 11/2003. Online im Internet: www.helcom.fi/recommendations/rec15_5.html.

HEYDEMANN, B. (1998): Biologie des Wattenmeeres. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 1. Stuttgart: Ulmer, S. 76–79.

HOPPE, H. (2000): Port State Control – an update on IMO's work. IMO News No. 1, S. 9.

HOPPE, W. (1987): Die Einschränkung bergbaulicher Berechtigungen durch eine Nationalparkverordnung – am Beispiel des Niedersächsisches Wattenmeers. Deutsches Verwaltungsblatt Jg. 102, S. 757.

HUBOLD, G. (2000): Fortschritte bei der Umsetzung des Vorsorgeansatzes im Fischereimanagement. Deutsche hydrographische Zeitschrift, Supplement Jg. 12, S. 93–100.

HUBOLD, G. (2003): Wege zu einer nachhaltigen Fischerei. Zeitschrift für Umweltrecht 14 (5), S. 338–342.

HUTCHINGS, J. A., MYERS, R. A. (1994): What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic cod, Gadus morhua, of Newfoundland and Labrador. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Jg. 51, S. 2126–2146.

ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (2000): Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, 2000. Copenhagen: ICES. ICES Cooperative Research Report, 241.

ICES (2001): Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2001. Copenhagen: ICES. ICES Cooperative Research Report, 246.

ICES (2002a): Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2002. Copenhagen: ICES. ICES Cooperative Research Report, 255.

ICES, Advisory Committee on the Marine Environment (2002b): Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms. Gothenburg, Sweden, 20–22 March 2002. Copenhagen: ICES. Online im Internet: http://www.ices.dk/reports/ACME/2002/WGITMO02.pdf.

ICES, Mariculture Committee (2002c): Report of the Working Group on Environmental Interactions of Mariculture. ICES Headquarters, 8–12 April 2002. Copenhagen: ICES. Online im Internet: http://www.ices.dk/reports/MCC/2002/WGEIM02.pdf.

ICES (2003a): Environmental Status of the European Seas. Online im Internet: http://www.ices.dk/reports/germanqsr/23222_ICES_Report_samme.pdf [Stand 09.10.2003].

ICES (2003b): ACFM Report. Stocks in the Baltic. Online im Internet: http://www.ices.dk/committe/acfm/comwork/report/2003shy/may/o-3-14-1.pdf [Stand 8.10.2003].

IMO (International Maritime Organization) (2003a): December 2003 meeting to consider proposals for an accelerated single-hull tanker phase-out. Online im Internet: http://www.imo.org, Newsroom, Press Briefings [Stand 22.07.2003].

IMO (2003b): STCW White List. Online im Internet: http://www.imo.org/InfoResource/mainframe.asp?topic_id=70.

IMO (2003c): International Convention on Standards of Training, Certification and Watchkeeping for Seafarers (STCW), 1978, as Amended. Online im Internet: http://www.imo.org/includes/blastDataOnly.asp/data_id%3D7513/1092.pdf.

INK (Internationale Nordseeschutz-Konferenz) (1987): Ministerial Declaration. Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, 24–25 November 1987. Online im Internet: http://www.dep.no/md/nsc/declaration/022001-990245/index-dok000-b-n-a.html.

INK (1995): Esbjerg Declaration. Fourth International Conference on the Protection of the North Sea. 8.–9. Juni 1995 in Esbjerg, Dänemark. Online im Internet: http://www.dep.no/md/nsc/declaration/022001-990243/index-dok000-b-n-a.html.

INK (2002a): Progress Report. Fifth International Conference on the Protection of the North Sea. 20–21 March 2002, Bergen, Norway. Online im Internet: http://www.dep.no/md/html/nsc/progressreport2002/Progress_Report.pdf [Stand 18.03.2003].

INK (2002b): Erklärung von Bergen. Fünfte Internationale Konferenz zum Schutz der Nordsee. 20.–21. März 2002. Bergen, Norwegen. Online im Internet: http://www.dep.no/archive/mdvedlegg/01/19/Berge037.pdf.

Intertanko (International Association of Independent Tanker Owners) (2002): Oil tanker fleet by hull type. Online im Internet: http://www.intertanko.com/communications/issue.asp?topic_id=326.

IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) (1999): BASYS – Baltic Sea System Study. Final Report. Online im Internet: http://www.io-warnemuende.de/Projects/Basys/reports/en_home.htm [Stand 21.07.2003].

IOW (2003): Ostsee wird durch Nordseewasser „aufgefrischt“: Seit 10 Jahren erstmals wieder massiver Salzwassereinbruch in der Ostsee. Online im Internet: http://www.io-warnemuende.de/documents/salzeinbruch2.pdf [Stand 12.01.2004].

IRMER, U. (2003): Umsetzung wasserrechtlicher Qualitätsziele. In: ERBGUTH, W. (Hrsg.): Änderungsbedarf im Wasserrecht – zur Umsetzung europarechtlicher Vorgaben. Baden-Baden: Nomos, S. 55–63.

ISL (Institut für Seeverkehrswirtschaft und Logistik) (2003): Executive Summary – SSMR Market Analysis No 1/2. World merchant fleet, OECD Shipping and Shipbuilding. Online im Internet: http://www.isl.org/products_services/publications/pdf/Fleet_short.pdf [Stand 12.01.2004].

JÄGE, B. (1988): Die Flächennutzungsverhältnisse im Ostseeeinzugsgebiet (Ostseeanliegerstaaten). Diplomarbeit, Universität Greifswald.

JANNING, J. (2003): Auswirkungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf den Umgang mit Baggergut – Perspektiven und Chancen. Manuskript zum Vortrag beim HTG/PIANC-Sprechtag des HTG-Fachausschusses Baggergut am 20. Mai 2003 in Bremen. Online im Internet: http://www.htg-baggergut.de/sites/texte.html.

JANSSEN, G. (2002): Die rechtlichen Möglichkeiten der Einrichtung von Meeresschutzgebieten in der Ostsee. Baden-Baden: Nomos. Rostocker Schriften zum Seerecht und Umweltrecht, Bd. 19.

JARASS, H. D. (2002): Naturschutz in der Ausschließlichen Wirtschaftszone – Völkerrechtliche, EG-rechtliche und verfassungsrechtliche Probleme der Ausweisung von Meeresschutzgebieten. Baden-Baden: Nomos. Rostocker Schriften zum Seerecht und Umweltrecht, Bd. 17.

JARASS, H. D. (2003): Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissionssschutzrechts. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 22 (3), S. 257–266.

JENISCH, U. (1999): Rechtsfragen zur Schiffssicherheit – Das Sicherheitskonzept für die deutschen Küsten. Zeitschrift für öffentliches Recht in Norddeutschland Jg. 2, S. 170–175.

JENISCH, U. (2000): Sicherheitskonzept für die deutschen Küsten. Bausteine für eine einheitliche Küstenwache. In: EHLERS, P., ERBGUTH, W. (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen im Seerecht. Dokumentation der Rostocker Gespräche zum Seerecht 1996–1999. Baden-Baden: Nomos. Rostocker Schriften zum Seerecht und Umweltrecht, 13, S. 155–170.

JENSEN, C. L. (1999): A Critical Review of the Common Fisheries Policy. Esbjerk: University of Southern Denmark, Department of Environmental and Business Economics. IME Working Paper 6/99.

JONSON, J. E., TARRASON, L., BARTNICKI, J. (2000): Effects of international shipping on European pollution levels. Oslo: The Norwegian Meteorological Institute. Research Report, No. 41. EMEP/MSC-W Note 5/2000.

JUPILLE, J. (1999): The European Union and International Outcomes. International Organization 53 (2), S. 409–425.

KANISCH, G. (2000): Radioaktivität in der Nordsee. Welcher Strahlung ist die Bevölkerung durch den Verzehr von Meerestieren ausgesetzt? Forschungsreport H. 2, S. 28–31.

KARCHER, M. (2002): The dispersion of 99Tc in the Nordic Seas and the Artic Ocean in the 1990s according to model results and observations. In: STRAND, P., BOERRETZEN, P., JOLLE, T. (Eds.): Proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment. Extended Abstracts. 1–5 September 2002, Monaco, S. 511–515.

KASTLER, T. (1999): Die Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2. Stuttgart: Ulmer, S. 50–51.

KERR, S., NEWELL, R., SANCHIRICO, J. (2003): Evaluating the New Zealand Individual Transferable Quota Market for Fisheries Management. Wellington: Motu Economic and Public Policy Research Trust. Working Paper 2003–02.

KLINSKI, S. (2001): Rechtliche Probleme der Zulassung von Windkraftanlagen in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ). Berlin: UBA. UBA-Texte 62/01.

KLOAS, J., KUHFELD, H. (2002): Stagnation des Personenverkehrs in Deutschland. DIW-Wochenbericht 69 (42), S. 685–693.

KLUG, A., KLUG, H. (1998): Naturraumbelastung durch den Fremdenverkehr im Norden Sylts. In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 1. Stuttgart: Ulmer, S. 184–185.

KNUST, R., DALJOFF, P., GABRIEL, J., HEUERS, J., HÜPPOP, O., WENDELN, H. (2003): Untersuchungen zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore-Windenergieanlagen im küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee – Offshore-WEA. Berlin. UBA-Texte 62/03.

KOCH, H.-J. (1996): Der Schutz von Nord- und Ostsee vor Schadstoffeinträgen aus der Luft. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Baden-Baden: Nomos, S. 241–258.

KOCH, H.-J. (2003): Grundlagen, Schutz der Wälder. In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht. 2. Aufl. Köln: Heymann, Bd. 2, § 47.

KOCH, H.-J., CASPAR, J. (1996): Das nationale Umweltrecht und die landseitige Meeresverschmutzung. Zeitschrift für Umweltrecht 7 (3), S. 113–126.

KÖHTE, H. (2002): Baggergut im Kontext nationaler und europäischer Regelungen. Online im Internet: http://www.htg-baggergut.de/Downloads/Koethe_HROBG_2002.pdf.

KÖNIG, D. (2002): Port State Control: An Assessment of European Practice. In: EHLERS, P., MANN-BORGESE, E., WOLFRUM, R. (Eds.): Marine Issues. From a Scientific, Political and Legal Perspective. The Hague: Kluwer Law International, S. 37–55.

KÖNIG, D. (2003): Schiffssicherheit und Umweltschutz vor Deutschlands Küsten. Zeitschrift für öffentliches Recht in Norddeutschland Jg. 6, S. 89–98.

KOLBE, K. (1999): Makroalgen. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2. Stuttgart: Ulmer, S. 48–49.

KRÄMER, L. (1996): Meeresumweltschutz im Recht der Europäischen Gemeinschaften. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Zum Zusammenspiel von Völkerrecht und nationalem Umweltrecht. Baden-Baden: Nomos, S. 129–179.

KRÄMER, L. (2003): E. C. Environmental Law. 5. Ed. London: Sweet & Maxwell.

KRUG, S. (2003): Viabona – die Umweltdachmarke im Tourismus: Qualität und Genuss statt moralischer Zeigefinger. Natur und Landschaft 78 (7), S. 303–306.

KÜHNE, G. (1996): Regulierung der Rohstoffgewinnung im Seegebiet. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Zum Zusammenspiel von Völkerrecht und nationalem Umweltrecht. Baden-Baden: Nomos, S. 309–328.

LÄÄNE, A., PITKÄNEN, H., ARHEIMER, B., BEHRENDT, H., JAROSINSKI, W., LUCANE, S., PACHEL, K., RÄIKE, A., SHEKHOVTSOV, A.,

SVENDSEN, L. M., VALATKA, S. (2002): Evaluation of the implementation of the 1988 Ministerial Declaration regarding nutrient load reductions in the Baltic Sea catchment area. Helsinki: Finnish Environment Institute. Online im Internet: http://www.vyh.fi/eng/orginfo/publica/electro/fe524/fe524.htm [Stand 10.03.2003].

LABOYRIE, H. P. (2003): Handling of Dredged Material in the Netherlands. Manuskript zum Vortrag beim HTG/PIANC-Sprechtag des HTG-Fachausschusses Baggergut am 20. Mai 2003 in Bremen. Online im Internet: http://www.htg-baggergut.de/sites/texte.html.

LAGONI, R. (1996): Das OSPAR-Übereinkommen von 1992 und der Schutz der Nordsee. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Zum Zusammenspiel von Völkerrecht und nationalem Umweltrecht. Baden-Baden: Nomos, S. 79–101.

LAGONI, R. (1998): The Disposal of Oily Waste from Ships in Community Ports. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Eds.): The Reception of Oily Waste from Ships in European Ports. Baden-Baden: Nomos, S. 15–66.

LAGONI, R. (2002): Die Errichtung von Schutzgebieten in der ausschließlichen Wirtschaftszone aus völkerrechtlicher Sicht. Natur und Recht 24 (3), S. 121–133.

LAMPE, R. (1996): Die Küsten der Ostsee und ihre Dynamik. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 41–47.

Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (2003): Wir Nationalpark-Partner. Online im Internet: http://www.nationalpark-partner.de [Stand 05.11.2003].

Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (2003): Neufassung der Düngeverordnung beachten! Online im Internet: http://lsast23.sachsen-anhalt.de/llg/acker_pflanzenbau/duengung/zur_neufassung_der_duengeverordnung.pdf.

LANZ, K., SCHEUER, S. (2001): Handbuch zur EU Wasserpolitik im Zeichen der Wasserrahmenrichtlinie. Brüssel.

LELL, O. (2001): Der Schutz der Meere vor Schadstoffbelastungen – EG-Recht und Völkerrecht als konkurrierende Regelungsmodelle. Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 12, Sonderheft, S. 138–146.

LIEBERMANN, N. von (2003): Küstenschutz: Bisherige und zukünftige Maßnahmen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 360–363.

LIEBEZEIT, G. (2003): Einträge in die Nordsee durch Verklappung. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 114–116.

LIERSCH, K.-M. (1998): Marine Pollution by Oily Discharge. In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Eds.): The Reception of Oily Waste from Ships in European Ports. Baden-Baden: Nomos, S. 85–94.

LLOBET, J. M., FALCO, G., CASAS, C., TEIXIDO, A., DOMINGO, J. L. (2003): Concentrations of arsenic, cadmium, mercury, and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults, and seniors of Catalonia, Spain. Journal of Agricultural and Food Chemistry 51 (3), S. 838–842.

LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.) (1990): Warnsignale aus der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey.

LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. von, LENZ, W. (Hrsg.) (1994): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Blackwell.

LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.) (1996a): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey.

LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (1996b): Über die Gefährdungen und Veränderungen der Ostsee. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 315–321.

LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.) (2003): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen.

MARONI, K. (2000): Monitoring and regulation of marine aquaculture in Norway. Journal of Applied Ichthyology 16 (4–5), S. 192–195.

MARR, S. (2003): The Precautionary Principle in the Law of the Sea. The Hague: Nijhoff.

MATTHÄUS, W. (1996): Ozeanographische Besonderheiten. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 17–24.

MERCK, T., NORDHEIM, H. von (1996): Rote Listen: ein Instrument im Meeresnaturschutz. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 311–314.

MITCHELL, R. B. (1998): Sources of Transparency: Information Systems in International Regimes. International Studies Quarterly 42 (1), S. 109–130.

MITCHELL, R. B. (2000): Transparency's Three Paths of Influence. Columbia International Affairs Online. Online im Internet: http://www.ciaonet.org/isa/mir01/.

MÖKER, U.-H. (1993): Gewässerbelastungen durch Agrarstoffe. Rechtliche Standards beim Einsatz von Düngern und Pflanzenschutzmitteln. Baden-Baden: Nomos. Forum Umweltrecht, 8.

NEHLS, G. (1998): Schiffsverkehr und mausernde Enten. In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 1. Stuttgart: Ulmer, S. 190–191.

NEHLS, G. (1999): Brandentenmauser im Wattenmeer. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2. Stuttgart: Ulmer, S. 86–87.

NEITZEL, V., KLOPP, R. (1993): Statistischer Vergleich der Anforderungen der EG-Richtlinie über die Behandlung kommunaler Abwässer und des Anhanges 1 zur Rahmenabwasser-VwV für Stickstoff. Korrespondenz Abwasser 40 (6), S. 948–957.

NEWELL, R. G., SANCHIRICO, J. N., KERR, S. (2002): Fishing Quota Markets. Washington, DC: Resources for the Future. Discussion Paper 02–20.

NIEDERMEYER, R.-O. (1996): Geologische Entwicklung, Meeresboden-Relief und Sedimente. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 11–17.

NIES, H. (2003): Gefahren durch radioaktive Substanzen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 137–141.

NIES, H., OBRIKAT, D., HERRMANN, J. (2000): Recent radionucleotide concentrations in the North Sea as a result of discharges from nuclear installations. Kerntechnik Jg. 65, 195–200.

NÖLL, H.-H. (1999): Europäisches Recht in der Seeschifffahrt. Die Rechtsetzung der Gemeinschaft und ihre Grenzen. In: LAGONI, R., PASCHKE, M. (Hrsg.): Seehandelsrecht und Seerecht. Festschrift für Rolf Herber zum 70. Geburtstag. Hamburg: LIT, S. 463–483.

NOLLKAEMPER, A. (1997): The External Competences of the European Community with Regard to Marine Pollution from Maritime Transport: the Frail Legal Support for Grand Ambitions. In: RINGBOM, E. (Ed.): Competing Norms in the Law of Marine Environmental Protection. London: Kluwer Law International, S. 165–186.

NORDHEIM, H. von, BOEDEKER, D. (2000): Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung. Tagungsband BLANO-Workshop, INA Insel Vilm, 18. November 1998. Bonn-Bad Godesberg: BfN. BfN-Skripten, 23.

NORDHEIM, H. von, RITTERHOFF, J., MERCK, T. (2003): Biodiversität in der Nordsee – „Rote Listen“ als Warnsignal. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 300–305.

NORDMANN, C. (2000): The Common Fisheries Policy of the European Union and Fishing Rights. In: SHOTTON, R. (Ed.): Use of Property Rights in Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 404/2. Online im Internet: http://www.fao.org/DOCREP/003/X8985E/X8985E00.HTM.

OESCHGER, R. (2000): Der Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention. Deutsche Fallstudie: Ökosystemforschung Wattenmeer. Berlin: UBA.

OSPAR (OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North Sea) (1993): Quality Status Report of the North Sea. Report on Sub-Region 7a: Organic Contaminants in Fish. London: OSPAR Commission.

OSPAR (1997): Data Report on the Results of Measurements made at Coastal Stations in 1995. Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme (CAMP) (1995). London: OSPAR Commission.

OSPAR (1998a): Summary Report of the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) from 1990 to 1995. London: OSPAR Commission.

OSPAR (1998b): OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances. Online im Internet: http://www.ospar.org/eng/html/sap/Strategy_hazardous_substances.htm.

OSPAR (1998c): OSPAR Strategy to Combat Eutrophication. Online im Internet: http://www.ospar.org/eng/html/sap/eutstrat.htm.

OSPAR (1998d): Strategie bezüglich des Schutzes und der Erhaltung der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt des Meeresgebietes. Document-Reference-Nr. 1998-19.

OSPAR (1999): OSPAR Strategy on Environmental Goals and Management Mechanisms for Offshore Activities. Online im Internet: http://www.ospar.org/eng/html/sap/offshore_strat.htm.

OSPAR (2000a): Quality Status Report 2000. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2000b): Quality Status Report. Region 2: Greater North Sea. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2000c): OSPAR Background Document on Mercury and Organic Mercury Compounds. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2000d): OSPAR Background Document on Organic Tin Compounds. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2000e): OSPAR Background Document on Musk Xylene and other Musks. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2000f): Action plan 1998-2003, update 2000. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2001a): Overview of the Results of the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) from 1996 to 1998. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2001b): Data Report on the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) in 1999. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2001c): Polychlorinated Biphenyls (PCBs). London: OSPAR Commission. OSPAR Priority Substances Series.

OSPAR (2001d): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). London: OSPAR Commission. OSPAR Priority Substances Series.

OSPAR (2001e): Short Chain Chlorinated Paraffins. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2001f): Nonylphenol/Nonylphenolethoxylates. London: OSPAR Commission. OSPAR Priority Substances Series.

OSPAR (2001g): Certain Brominated Flame Retardants – Polybrominated Diphenylethers, Polybrominated Biphenyls, Hexabromo Cyclododecane. London: OSPAR Commission. OSPAR Priority Substances Series.

OSPAR (2001h): Evaluation of the expected situation of the eutrophication status in the Maritime Area following the 50 % reduction target for nutrient inputs. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2001i): Nutrients in the Convention Area – Overview of the Implementation of PARCOM 88/2 and National Action Plans cf. PARCOM Recommendation 89/4. London: unveröffentlichtes Manuskript.

OSPAR (2001j): Pentachlorophenol. London: OSPAR Commission. OSPAR Priority Substances Series.

OSPAR (2002a): Data Report on the Comprehensive Study of Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) in 2000. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2002b): OSPAR Background Document on Lead. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2002c): OSPAR Background Document on Cadmium. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2002d): Lindane. London: OSPAR Commission. Hazardous Substances Series.

OSPAR (2003a): Summary record OSPAR 2003. Meeting of the OSPAR Commission Bremen.

OSPAR (2003b): Ministerial Meeting of the OSPAR Commission. Bremen 25 June 2003. Bremen Statement. Online im Internet: http://www.ospar.org/eng/html/md/Bremen_statement_2003.htm.

OSPAR (2003c): Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. London: OSPAR Commission.

OSPAR (2003d): OSPAR Recommendation 2003/3 on a Network of Marine Protected Areas. Ref. § A-4.44a. Online im Internet: http://www.ospar.org.

OSPAR (2003e): Guidelines for the Identification and Selection of Marine Protected Areas in the OSPAR Maritime Area. Agreement 2003-17. Online im Internet: http://www.ospar.org.

OSPAR (2003f): Guidelines for the Management of Marine Protected Areas in the OSPAR Maritime Area. Agreement 2003-18. Online im Internet: http://www.ospar.org.

OSPAR (2003g): OSPAR Background Document on Tourism. Chapter 5 – Possible Actions for the Development of Sustainable Tourism in Coastal Zones of the OSPAR Maritime Area. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Meeting of the Biodiversity Committee. Dublin: 20–24 January 2003.

OSPAR und HELCOM (2003): Declaration of the Joint Ministerial Meeting of the Helsinki and OSPAR Commissions. Online im Internet: http://www.ospar.org.

PACHE, E. (2002): Gefahrstoffrecht. In: KOCH, H.-J. (Hrsg.): Umweltrecht. Neuwied: Luchterhand, S. 491–527.

Paris MOU (Paris Memorandum of Understanding on Port State Control) (2002): Annual Report 2001. The Hague: Paris MOU. Online im Internet: http://www.parismou.org.

Paris MOU (2003): Annual Report 2002. The Hague: Paris MOU. Online im Internet: http://www.parismou.org.

PETERMANN, T., WENNRICH, C. (1999): Entwicklung und Folgen des Tourismus. Endbericht. Bonn: TAB. TAB-Arbeitsbericht, Nr. 59.

PILLAY, T. V. R. (1992): Aquaculture and the environment. Oxford: Fishing News Books.

POREMSKI, H.-J., WIANDT, S. (2000): OSPAR-Programme zu Gefahrstoffen – Verfahren zur dynamischen Auswahl und Prioritätensetzung. In: BEHRET, H., NAGEL, R. (Hrsg.): Chemikalienbewertung – Konzepte für Sedimente und marine Ökosysteme. Frankfurt a. M.: GDCh. GDCh-Monographien, Bd. 17, S. 55–70.

POTEL, P., SÜDBECK, P. (1999): Am Strand: Nur Raum für Sonnenbadende? Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2. Stuttgart: Ulmer, S. 146–147.

QUAST, J., STEIDL, J., MÜLLER, K., WIGGERING, H. (2002): Minderung diffuser Stoffeinträge. In: KEITZ, S. v., SCHMALHOLZ, M. (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: E. Schmidt, S. 177–219.

RACHOR, E., HARMS, J., HEIBER, W., KRÖNCKE, I., MICHAELIS, H., REISE, K., BERNEM, K.-H. van (1995): Rote Liste der bodenlebenden Wirbellosen des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. In:

NORDHEIM, H. von, MERCK, T. (Bearb.): Rote Listen der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. Bonn-Bad Godesberg: BfN. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 44, S. 63–74.

RACHOR, E., ARLTT, G., BICK, A., GOSSELCK, F., HARMS, J., HEIBER, W., KUBE, J., MICHAELIS, H., REISE, K., SCHROEREN, V., VOSS, J., BÖNSCH, R., KRÖNCKE, I., BERNEM, K.-H. von (1998): Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bonn: BfN. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 55, S. 290–300.

RACHOR, E., GÜNTHER, C.-P. (2001): Concepts for Offshore Nature Reserves in the Southeastern North Sea. Senckenbergiana maritima 31 (2), S. 353–361.

REINEKING, B. (2003): Das Seehundsterben 2002 – Ausmaß, Ursachen und Folgen. Meeresumwelt-Symposium 2003. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Online im Internet: http://www.bsh.de [Stand 13.08.2003].

REINEKING, B., FLEET, D. M. (2003): Einfluss von Öl auf Seevögel und Meeressäuger. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 235–238.

REISE, K. (2003): Grüner Wechsel im Wattenmeer: Weniger Seegraswiesen und das Aufkommen der Grünalgenmatten. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 196–200.

REISE, K., GOLLASCH, S., WOLFF, W. J. (1999): Introduced marine species of the North Sea coasts. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52 (3/4), S. 219–234.

REVERMANN, C., PETERMANN, T. (2002): Tourismus in Großschutzgebieten – Wechselwirkungen und Kooperationsmöglichkeiten zwischen Naturschutz und regionalem Tourismus. Bonn: TAB. TAB-Arbeitsbericht, Nr. 77.

RICE, J. (2002): Changes to the Large Marine Ecosystem of the Newfoundland-Labrador Shelf. In: SHERMAN, K., SKJOLDAL, H. R. (Eds.): Large Marine Ecosystems of the North Atlantic. Changing States and Sustainability. Amsterdam: Elsevier, S. 51–104.

RINGBOM, H. (2001): The ERIKA Accident and its Effects on EU Maritime Regulation. In: NORDQUIST, M., MOORE, J. (Eds.): Current Marine Environmental Issues and the International Tribunal for the Law of the Sea. The Hague: Nijhoff, S. 265–290.

RITTERHOFF, J., BORCHERS, T. (2003): EU-Fischereipolitik. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 401–405.

RODIEK, W. (2003): Wirtschaftlicher und umweltverträglicher Umgang mit Baggergut aus Bundeswasserstraßen im Küstenbereich. Manuskript zum Vortrag beim HTG/PIANC-Sprechtag des HTG-Fachausschusses Baggergut am 20. Mai 2003. Online im Internet: http://www.htg-baggergut.de/sites/texte.html.

ROSENTHAL, H., JANSEN, W., LAUTERBACH, R. (1996): Aquakultur: Ein Eutrophierungsfaktor im Ostseeraum? In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 83–88.

RUNOLFSSON, B. (1997): Fencing the Oceans: A Right-Based Approach to Privatizing Fisheries. Regulation 20 (3), S. 57–62.

SANCHIRICO, J. (2000): Marine Protected Areas: Can They Revitalize Our Nation's Fisheries? Resources No. 140, S. 6–9.

SANCHIRICO, J., WILEN, J. E. (2002): Global Fisheries Resources: Status and Prospects. Washington, DC: Resources for the Future. Issue Brief 02–17.

SANCHIRICO, J., NEWELL, R. (2003): Catching Market Efficiencies: Quota Based Fisheries Management. Resources No. 150, S. 8–11.

SCHEUING, D. H. (1991): Grenzüberschreitende atomare Wiederaufarbeitung im Lichte des europäischen Gemeinschaftsrechts. Baden-Baden: Nomos.

Schleswig-Holsteinischer Landtag (2001): Bericht der Landesregierung. Sicherheit des Schiffsverkehrs in der westlichen Ostsee. Drucksachen 15/718 und 15/909. Online im Internet: http://www.lvn.parlanet.de/infothek/wahl15/drucks/1000/drucksache-15-1067.pdf [Stand 16.09.2003].

SCHMIED, M., BUCHERT, M., HOCHFELD, C., SCHMITT, B., SIMON, A., KLÜTING, R., WOLLNY, V. (2002): Umwelt und Tourismus: Daten, Fakten, Perspektiven. Berlin: E. Schmidt.

SCHNOOR, H. (2000): Verfassungsrechtliche Bedingungen einer Küstenwache zur Bewältigung maritimer Schadensfälle. Zeitschrift für öffentliches Recht in Norddeutschland Jg. 3, S. 221–226.

SCHÜLTKEN, H., MÜLLER, U., FLEIGE, H. (1997): Einfluss der Standortfaktoren Boden und Klima auf die Nitratauswaschung. Wasserwirtschaft 87 (2), S. 76–78.

SCHÜTTE, P. (2001): Der Schutz des Wattenmeeres. Völkerrecht, Europarecht, Nationales Umweltrecht. Baden-Baden: Nomos.

SCOTT, A. (2000): Introducing Property in Fishery Management. In: SHOTTON, R. (Ed.): Use of Property Rights in Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 404/1. Online im Internet: http://www.fao.org/docrep/003/X7579E/x7579e03.htm.

SFD (Sea Fisheries Department) (2003): Biological monitoring of dumping of dredged material off the Belgian coast (1997–1999). Online im Internet: http://www.dvz.be/obw.htm [Stand 18.08.2003].

SIEBERT, U., BENKE, H., SCHULZE, G., SONNTAG, R. P. (1996): Über den Zustand der Kleinwale. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 242–249.

SKJAERSETH, J. B. (2003a): Managing North Sea Pollution Effectively: Linking International and Domestic Institutions. International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics 3 (2), S. 167–190.

SKJAERSETH, J. B. (2003b): Protecting the North-East Atlantic: Enhancing Synergies by Institutional Design. Paper presented at the 44th Annual ISA Convention, Portland, Oregon, February 26 to March 1, 2003.

SKOV, H., VAITKUS, G., FLENSTED, K. N., GRISHANOV, G., KALAMEES, A., KONDRATYEV, A., LEIVO, M., LUIGUJOE, L., MAYR, C., RASMUSSEN, J. F., RAUDONIKIS, L., SCHELLER, W., SIDLO, P. O., STIPNIECE, A., STRUWE-JUHL, B., WELANDER, B. (2000): Inventory of coastal and marine Important Bird Areas in the Baltic Sea. Cambridge: Birdlife International.

SÖNTGERATH, K. (1998): Sand- und Kiesentnahme im Nordseebereich – ihre Bedeutung und die Berücksichtigung des Umweltvorsorgeprinzips in der Genehmigungspraxis. In: NORDHEIM, H. von, BOEDEKER, D. (Hrsg.): Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung. BfN-Skripten 23. Bonn-Bad Godesberg: BfN, S. 4–11.

SÖNTGERATH, K. (2003): Gewinnung von Rohstoffen. LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 149–153.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1980): Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten, Juni 1980. Stuttgart: Kolhammer.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1996a): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1996b): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1999): Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2002a): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2002b): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (2003a): Windenergienutzung auf See. Stellungnahme, April 2003. Online im Internet: http://www.umweltrat.de.

SRU (2003b): Zum Konzept der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie. Stellungnahme, Februar 2003. Online im Internet: http://www.umweltrat.de.

SRU (2003c): Zur Wirtschaftsverträglichkeit der Reform der Europäischen Chemikalienpolitik. Stellungnahme, Juli 2003, Nr. 4. Online im Internet: http://www.umweltrat.de.

Statistisches Bundesamt (1996): Statistisches Jahrbuch 1996 für die Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (2003): Statistisches Jahrbuch 2003 für die Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

STEINER, P. (2003): Baggergutkonzept der Landesregierung Schleswig-Hostein. Manuskript zum Vortrag beim HTG/PIANC-Sprechtag des HTG-Fachausschusses Baggergut am 20. Mai 2003 in Bremen. Online im Internet: http://www.htg-baggergut.de/sites/texte.html.

STERR, H. (2003): Geographische Charakterisierung der Nordseeregion. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 40–46.

STOCK, M. (2003): Salzwiesenschutz im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 364–368.

SÜNDERMANN, J. (2003): Forschungsbedarf. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 408–412.

SWEITZER, J., LANGAAS, S., FOLKE, C. (1996): Land use and population density in the Baltic Sea drainage basin: a GIS database. Ambio Jg. 25, S. 191–198.

TEUBER, W., PORT, E. (1991): Anforderungen an kommunale Abwasseranlagen: EG-Richtlinie verabschiedet. Korrespondenz Abwasser 1991, S. 900–904.

TEUCHER, M. W. (1996): Radioaktivität. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 104–106.

THEOBALD, N., RÜHL, N.-P., JORGENSEN, K. F. (1996): Belastungen durch militärische Altlasten. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 107–112.

TIEDEMANN, A. (2003): Windenergieparke im Meer – Perspektiven für den umweltverträglichen Einstieg in eine neue Großtechnologie. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S.142–148.

Tourismuswirtschaft (1997): Umwelterklärung der Deutschen Tourismuswirtschaft – Presseerklärung (1997). Online im Internet: http://www.eco-tour.org/info/w_10197_de.html [Stand 14.01.2004].

UBA (Umweltbundesamt) (2002): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten. Berlin: E. Schmidt.

UBA (2003a): Schadstoffe im Meerwasser und in Sedimenten der Nordsee. In: Umweltdaten Deutschland Online. Online im Internet: http://www.env-it.de/umweltdaten/ [Stand 20.10.2003].

UBA (2003b): Umweltprobenbank des Bundes. Online im Internet: http://www.umweltprobenbank.de [Stand 11.09.2003].

UBA (2003c): Jahresbericht 2002. Berlin: UBA.

Umweltbehörde Hamburg (1999): Verkehrsbedingte Emissionen in Hamburg 1995. Online im Internet: http://www.hamburg.de/Behoerden/Umweltbehoerde [Stand 27.10.2003].

Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (2001): Küstenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Online im Internet: http://www.um.mv-regierung.de/kuestenschutz/bschutz [Stand 12.09.2003].

URFF, W. von (1988): Umweltschutz und europäische Agrarpolitik. In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Europäisches Umweltrecht und europäische Umweltpolitik. Köln: Heymann, S. 103–123.

VALANTIN, G. (2000): Development of Property Rightsbased Fisheries Management in the United Kingdom and the Netherlands: a Comparision. In: SHOTTON, R. (Ed.): Use of Property Rights in Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 404/2. Online im Internet: http://www.fao.org/DOCREP/003/X8985E/X8985E00.HTM.

VAUK, G., VAUK-HENTZELT, E., PRÜTER, J. (1990): Bestandveränderungen fischfressender Seevögel an den Küsten der südlichen Nordsee und mögliche Ursachen. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.) (1990): Warnsignale aus der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 314–319.

VESPER, H. (2003): Gefährdung der Wale durch die Fischerei und andere Störfaktoren. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 296–299.

VIABONO GmbH (2003): Das Reiseportal für Naturgenießer. Online im Internet: http://www.viabono.de.

VSM (Verband für Schiffbau und Meerestechnik) (2003): Entwicklung der Weltschifffahrt und des Weltschiffbaus 1998. Online im Internet: http://www.vsm.de/ftp/JB98ii.pdf [Stand 06.08.2003].

WALKER, P. (2003): Langzeitveränderungen der Rochen- und Haibestände in der Nordsee. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 256–265.

WALTER, U., BUCK, B. H., ROSENTHAL, H. (2003): Marikultur im Nordseeraum: Status quo, Probleme und Tendenzen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 122–131.

WALTER, U., LIEBEZEIT, G. (2001): Nachhaltige Miesmuschel-Anzucht im niedersächsischen Wattenmeer durch die Besiedlung natürlicher und künstlicher Substrate. Abschlussbericht der ersten Projektphase. Wilhelmshaven: Forschungszentrum Terramare.

WEBER, W. (1995): Discard Problematik aus fischbestandskundlicher Sicht. Deutsche Hydrographische Zeitung, Supplement Jg. 2, S. 101–108.

WEBER, W., BAGGE, O. (1996): Belastungen durch die Fischerei. In: LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Parey, S. 88–92.

WEIDEMA, I. R. (Ed.) (2000): Introduced species in the Nordic countries. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. Nord, 2000:13.

WEIGEL, S. (2003): Belastung der Nordsee mit organischen Schadstoffen. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer.

Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 83–90.

WIANDT, S., POREMSKI, H.-J. (2002): Selection and prioritisation procedure of hazardous substances for the marine environment within OSPAR/DYNAMEC. Ecotoxicology 11 (5), S. 393–399.

WIRTZ, K. W., SCHUCHARDT, B. (2003): Auswirkungen von Rohrleitungen und Stromkabeln. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 154–156.

WIRTZ, K. W., TOL, R. S. J., HOOSS, K. G. (2003): Mythos „Offene See“: Nutzungskonflikte im Meeresraum. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J., WESTERNHAGEN, H. von (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, S. 157–160.

WOLFF, N. (2002): Fisheries and the Environment – Public International and European Community Law Aspects. Baden-Baden: Nomos.

WOLFF, N. (2003): Erhaltung lebender Meeresressourcen im Lichte des Nachhaltigkeitsgrundsatzes: Völker- und gemeinschaftsrechtliche Voraussetzungen. Zeitschrift für Umweltrecht 14 (5), S. 356–362.

WOLFRUM, R. (2000): Die Entwicklung des Seerechts zum Recht der marinen Umwelt. In: EHLERS, P., ERBGUTH, W. (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen im Seerecht. Dokumentation der Rostocker Gespräche zum Seerecht 1996–1999. Baden-Baden: Nomos, S. 69–81.

WWF (World Wide Fund for Nature) (2003): Schadstoffe gefährden die Meeresumwelt. Anforderungen an eine neue EU-Chemikalienpolitik zum Schutz des Wattenmeeres. Frankfurt a. M.: WWF Deutschland.

ZIMMERMANN, A. (2003): Rechtliche Probleme bei der Errichtung seegestützter Windenergieanlagen. Die öffentliche Verwaltung 56 (4), S. 133–140.

Anhang I

Erlass über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Vom 10. August 1990

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus sieben Mitgliedern, die über besondere wissenschaftliche Kenntnisse und Erfahrungen im Umweltschutz verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentanten eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein, oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen, sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen. Er soll Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

§ 4

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 5

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt während der Abfassung seiner Gutachten den jeweils fachlich betroffenen Bundesministern oder ihren Beauftragten Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus seinem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

§ 6

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu einzelnen Beratungsthemen Behörden des Bundes und der Länder hören, sowie Sachverständigen, insbesondere Vertretern von Organisationen der Wirtschaft und der Umweltverbände, Gelegenheit zur Äußerung geben.

§ 7

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen erstattet alle zwei Jahre ein Gutachten und leitet es der Bundesregierung jeweils bis zum 1. Februar zu. Das Gutachten wird vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen veröffentlicht.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu Einzelfragen zusätzliche Gutachten erstatten oder Stellungnahmen abgeben. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen mit der Erstattung weiterer Gutachten oder Stellungnahmen beauftragen. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen leitet Gutachten oder Stellungnahmen nach Satz 1 und 2 dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit nach Zustimmung des Bundeskabinetts für die Dauer von vier Jahren berufen. Wiederberufung ist möglich.

(2) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

(3) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen; Wiederberufung ist möglich.

§ 9

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 10

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt.

§ 11

Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratung und die vom Sachverständigenrat als vertraulich bezeichneten Beratungsunterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Sachverständigenrat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 12

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern und dem Bundesminister der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen trägt der Bund.

§ 13

Der Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister des Innern vom 28. Dezember 1971 (GMBl 1972, Nr. 3, S. 27) wird hiermit aufgehoben.

Bonn, den 10. August 1990

Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Dr. Klaus Töpfer

Publikationsverzeichnis

Umweltgutachten, Sondergutachten, Materialienbände und Stellungnahmen

Zu beziehen im Buchhandel oder direkt von der Nomos-Verlagsgesellschaft Baden-Baden; Bundestagsdrucksachen über Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Amsterdamer Str. 192, 50735 Köln

Umweltgutachten

Umweltgutachten 2002
Für eine neue Vorreiterrolle

Juli 2002. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002. 550 S., Gb., € 39,00,
ISBN 3-8246-0666-6, Best.-Nr. 7 800 208-02 902
(Bundestagsdrucksache 14/8792)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/umweltg/UG_2002.pdf

Umweltgutachten 2000
Schritte ins nächste Jahrtausend

April 2000. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000. 688 S., Gb., € 45,50,
ISBN 3-8246-0620-8, Best.-Nr. 7 800 207-00 902
(Bundestagsdrucksache 14/3363)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/umweltg/UG_2000.pdf

Umweltgutachten 1998
Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen

Februar 1998. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998. 390 S., Gb., € 34,77,
ISBN 3-8246-0561-9 Best.-Nr. 7 800 206-97 902
(Bundestagsdrucksache 13/10195)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/umweltg/UG_1998.pdf

Umweltgutachten 1996
Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung

Februar 1996, Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996. 468 S., mit 55seitiger Beil., Gb., € 34,77
ISBN 3-8246-0545-7, Best.-Nr. 7 800 205-96 902
(Bundestagsdrucksache 13/4180)

Umweltgutachten 1994
Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung

Februar 1994, Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994. 380 S., Gb., € 34,77,
ISBN 3-8246-0366-7, Best.-Nr. 7 800 204-94 901
(Bundestagsdrucksache 12/6995)

Umweltgutachten 1987

Dezember 1987. Stuttgart: Kohlhammer, 1988. 674 S., Gb., € 23,01,
ISBN 3-17-003364-6, Best.-Nr. 7 800 203-87 902
(Bundestagsdrucksache 11/1568)

Umweltgutachten 1978

Februar 1978. Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 638 S.,
ISBN 3-17-003173-2 (vergriffen)
(Bundestagsdrucksache 8/1938)

Umweltgutachten 1974

März 1974. Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 320 S.,
vergriffen
(Bundestagsdrucksache 7/2802)

Sondergutachten

Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes

Sondergutachten, September 2002. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 211 S., Kt., € 15,75 ,
ISBN 3-8246-0668-2, Best.-Nr. 7800116-02901
(Bundestagsdrucksache 14/9852)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/sonderg/1409852.pdf

Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen

Sondergutachten, Dezember 1999. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1999, 255 S., Kt., € 19,43,
ISBN 3-8246-0604-6, Best.-Nr.7 800 115-99 901
(Bundestagsdrucksache 14/2300)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/sonderg/1402300.pdf

Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz – Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung

Sondergutachten, Februar 1998. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 209 S., Kt., € 19,43,
ISBN 3-8246-0560-0, Best.-Nr. 7 800 114-97 901
(Bundestagsdrucksache 13/10196)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/sonderg/1310196.pdf

Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume

Sondergutachten, Februar 1996. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 127 S., Kt., € 16,36,
ISBN 3-8246-0544-9, Best.-Nr. 7 800 113-96 901
(Bundestagsdrucksache 13/4109)
http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/sonderg/134109.pdf

Altlasten II

Sondergutachten, Februar 1995. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1995, 285 S., Kt., € 25,05,
ISBN 3-8246-0367-5, Best.-Nr.7 800 112-94 902
(Bundestagsdrucksache13/380)

Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung

Sondergutachten, Oktober 1990. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 75 S., Kt., € 10,23,
ISBN 3-8246-0074-9.
(Bundestagsdrucksache 11/8123)

Abfallwirtschaft

Sondergutachten, September 1990. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 720 S., Kt., € 23,01,
ISBN 3-8246-0073-0.
(Bundestagsdrucksache 11/8493)

Altlasten

Sondergutachten, Dezember 1989. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1990, 304 S., € 16,36,
ISBN 3-8246-0059-5, Best.-Nr. 7 800 109-89 901
(Bundestagsdrucksache 11/6191)

Luftverunreinigungen in Innenräumen

Sondergutachten, Mai 1987. Stuttgart: Kohlhammer, 1987, 112 S., € 11,25
ISBN 3-17-003361-1, Best.-Nr. 7 800 108-87 901
(Bundestagsdrucksache 11/613)

Umweltprobleme der Landwirtschaft

Sondergutachten, März 1985. Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 423 S., € 15,85
ISBN 3-17-003285-2 (vergriffen*) * Neu hrsg. als Sachbuch Ökologie 1992
(Bundestagsdrucksache 10/3613)

Waldschäden und Luftverunreinigungen

Sondergutachten, März 1983. Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 172 S., € 10,74
ISBN 3-17-003265-8, Best.-Nr. 7 800 106-83 902
(Bundestagsdrucksache 10/113)

Energie und Umwelt

Sondergutachten, März 1981. Stuttgart: Kohlhammer, 1981, 190 S., € 9,71
ISBN 3-17-003238-0, Best.-Nr. 7 800 105-81 901
(Bundestagsdrucksache 9/872)

Umweltprobleme der Nordsee

Sondergutachten, Juni 1980, Stuttgart: Kohlhammer, 1980, 508 S., € 11,76
3 Karten in Farbe, ISBN 3-17-003214-3 (vergriffen)
(Bundestagsdrucksache 9/692)

Umweltprobleme des Rheins

3. Sondergutachten, März 1976. Stuttgart: Kohlhammer, 1976, 258 S., € 10,23,
9 Karten in Farbe. Best.-Nr. 7 800 103-76 901
(Bundestagsdrucksache 7/5014)

Die Abwasserabgabe – Wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen

2. Sondergutachten, Februar 1974. Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 96 S., Kt., € 3,07
(vergriffen).

Auto und Umwelt

Gutachten vom September 1973. Stuttgart: Kohlhammer, 1973, 104 S., Kt., € 4,60
(vergriffen).

Materialien zur Umweltforschung

Nr. 1:

Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Umweltchemikalien auf den Gewinnlandwirtschaftlicher Unternehmen

Prof. Dr. Günther Steffen und Dr. Ernst Berg, Mai 1977.
Stuttgart: Kohlhammer, 1977, 93 S., kart., € 10,23,
ISBN 3-17-003141-4 (vergriffen).

Nr. 2:

Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974

Dipl.-Ing. Klaus Welzel und Dr.-Ing. Peter Davids,
Mai 1978. Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 322 S.,
kart., € 12,78,
ISBN 3-17-003142-2,
Best.-Nr.: 7800302-78901.

Nr. 3:

Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974

Dipl.-Ing. Horst Schade und Ing. (grad.) Horst Gliwa,
Mai 1978. Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 374 S.,
kart., € 12,78,
ISBN 3-17-003143-0,
Best.-Nr.: 7800303-78902.

Nr. 4:

Vollzugsprobleme der Umweltpolitik – Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes

Prof. Dr. Renate Mayntz u.a., Mai 1978.
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 815 S., kart., € 21,98,
ISBN 3-17-003144-9
(vergriffen).

Nr. 5:

Photoelektrische Solarenergienutzung – Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit

Prof. Dr. Hans J. Queisser und Dr. Peter Wagner,
März 1980. Stuttgart: Kohlhammer, 1980, 90 S.,
kart., € 9,20,
ISBN 3-17-003209-7.

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt“

Februar 1982. Stuttgart: Kohlhammer, 1982,
450 S., kart., € 19,43,
ISBN 3-17-003242-9,
Best.-Nr.: 7800306-82901.

Nr. 7:

Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schadwirkungen zu mildern

Prof. Dr. Dietrich Mülder, Juni 1983.
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 124 S., kart., € 11,25,
ISBN 3-17-003275-5,
vergriffen.

Nr. 8:

Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik – Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik

Prof. Dr. Horst Zimmermann, November 1983.
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 60 S., kart., € 7,16,
ISBN 3-17-003279
(vergriffen).

Nr. 9:

Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die dabei auftretenden Umweltprobleme

Prof. Dr. Rolf Diercks, Juni 1984.
Stuttgart: Kohlhammer, 1984, 245 S., kart., € 12,78,
ISBN 3-17-003284-4
(vergriffen).

Nr. 10:

Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht

Prof. Dr. Dietrich Sauerbeck, Mai 1985.
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 260 S., kart., € 12,78,
ISBN 3-17-003312-3
(vergriffen).

Nr. 11:

Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion

Prof. Dr. Günther Weinschenck und Dr. Hans-Jörg Gebhard, Juli 1985.
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 107 S., kart., € 9,20,
ISBN 3-17-003319-0
(vergriffen).

Nr. 12:

Düngung und Umwelt

Prof. Dr. Erwin Welte und Dr. Friedel Timmermann,
Oktober 1985. Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 95 S.,
kart., € 9,20,
ISBN 3-17-003320-4
(vergriffen).

Nr. 13:

Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie

Prof. Dr. Klaus H. Domsch,November 1985.
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 72 S., kart., € 8,18,
ISBN 3-17-003321-2
(vergriffen).

Nr. 14:

Zielkriterien und Bewertung des Gewässerzustandes und der zustandsverändernden Eingriffe für den Bereich der Wasserversorgung

Prof. Dr. Heinz Bernhardt und Dipl.-Ing Werner Dietrich Schmidt, September 1988.
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 297 S., kart., € 13,29,
ISBN 3-17-003388-3,
Best.-Nr.: 7800314-88901.

Nr. 15:

Umweltbewußtsein – Umweltverhalten

Prof. Dr. Meinolf Dierkes und Dr. Hans-Joachim Fietkau,
Oktober 1988.
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 200 S., kart., € 11,76,
ISBN 3-17-003391-3,
Best.-Nr.: 7800315-88902.

Nr. 16:

Derzeitige Situationen und Trends der Belastung der Nahrungsmittel durch Fremdstoffe

Prof. Dr. G. Eisenbrand, Prof. Dr. H. K. Frank,
Prof. Dr. G. Grimmer, Prof. Dr. H.-J. Hapke,
Prof. Dr. H.-P. Thier, Dr. P. Weigert, November 1988.
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 237 S., kart., € 12,78,
ISBN 3-17-003392-1,
Best.-Nr.: 7800316-88903.

Nr. 17:

Wechselwirkungen zwischen Freizeit, Tourismus und Umweltmedien – Analyse der Zusammenhänge

Prof. Dr. Jörg Maier, Dipl.-Geogr. Rüdiger Strenger,
Dr. Gabi Tröger-Weiß, Dezember 1988.
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 139 S., kart., € 10,23,
ISBN 3-17-003393-X,
Best.-Nr.: 7800317-88904.

Nr. 18:

Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten

Prof. Dr. Albert Günter Herrmann, Mai 1991.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 101 S., kart., € 10,23,
ISBN 3-8246-0083-8,
Best.-Nr.: 7800318-91901.

Nr. 19:

Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen

Prof. Dr. Friedrich Ludwig Wilke, Juni 1991.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 107 S., € 10,23,
ISBN 3-8246-0087-0,
Best.-Nr.: 7800319-91902.

Nr. 20:

Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien

Dr. Hans-Dieter Nagel, Dr. Gerhard Smiatek,
Dipl. Biol. Beate Werner, August 1994.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 77 S., kart., € 12,27,
ISBN 3-8246-0371-3,
Best.-Nr.: 7800320-94903.

Nr. 21:

Umweltpolitische Prioritätensetzung – Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft

RRef. Gotthard Bechmann, Dipl. Vw. Reinhard Coenen,
Dipl. Soz. Fritz Gloede, August 1994.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 133 S., kart., € 10,23,
ISBN 3-8246-0372-1,
Best.-Nr.: 7800321-94904.

Nr. 22:

Bildungspolitische Instrumentarien einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

Prof. Gerd Michelsen, August 1994.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 87 S., kart., € 10,23,
ISBN 3-8246-0373-x,
Best.-Nr.: 7800322-94905.

Nr. 23:

Rechtliche Probleme der Einführung von Straßenbenutzungsgebühren

Prof. Dr. Peter Selmer, Prof. Dr. Carsten Brodersen,
August 1994. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994,
46 S., kart., € 7,67,
ISBN 3-8246-0379-9,
Best.-Nr.: 7800323-94906.

Nr. 24:

Indikatoren für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung

Dipl. Vw. Klaus Rennings, August 1994.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 226 S., kart., € 10,23,
ISBN 3-8246-0381-0,
Best.-Nr.: 7800324-94907.

Nr. 25:

Die Rolle der Umweltverbände in den demokratischen und ethischen Lernprozessen der Gesellschaft

Oswald von Nell-Breuning-Institut, Juni 1996.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 188 S., kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0442-6,
Best.-Nr. 7800325-96903.

Nr. 26:

Gesamtinstrumentarium zur Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

Prof. Dr. Siegfried Bauer, Jens-Peter Abresch,
Markus Steuernagel, Juni 1996.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 400 S., kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0443-4,
Best.-Nr. 7800326-96904.

Nr. 27:

Perspektiven umweltökonomischer Instrumente in der Forstwirtschaft insbesondere zur Honorierung ökologischer Leistungen

Prof. Dr. Ulrich Hampicke,Juni 1996.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 164 S., kart.,
€ 12,27,
ISBN: 3-8246-0444-2, Best.-Nr. 7800327-96905.

Nr. 28:

Institutionelle Ressourcen und Restriktionen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

Prof. Dr. Karl-Hermann Hübler, Dipl. Ing. Johann
Kaether, Juni 1996.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 140 S., kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0445-0,
Best.-Nr. 7800328-96906.

Nr. 29:

Grundwassererfassungssysteme in Deutschland

Prof. Dr. Dietmar Schenk und Dr. Martin Kaupe,
Mai 1998. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
226 S., mit farbigen Karten, kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0562-7,
Best.-Nr.: 7800329-97903.

Nr. 30:

Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufes)

PD Dr. Karl-Heinz Feger, Mai 1998.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 120 S., kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0563-5,
Best.-Nr.: 7800330-97904.

Nr. 31:

Zu Umweltproblemen der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen (Doppelband)

Prof. Dr. Alfred Pühler (Einfluß von freigesetzten und inverkehrgebrachten gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt) und Dr. Detlef Bartsch und Prof. Dr. Ingolf Schuphan (Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. Bewertung und Einschätzungen möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht), Mai 1998.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 128 S., kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0564-3,
Best.-Nr.: 7800331-97905.

Nr. 32:

Umweltstandards im internationalen Handel

Dipl.-Vw. Karl Ludwig Brockmann, Dipl.-Vw. Suhita
Osório-Peters, Dr. Heidi Bergmann (ZEW), Mai 1998.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 80 S., kart., € 12,27,
ISBN: 3-8246-0565-1,
Best.-Nr. 7800332-97906.

Nr. 33:

Gesundheitsbegriff und Lärmwirkungen

Prof. Dr. Gerd Jansen, Dipl.-Psych. Gert Notbohm,
Prof. Dr. Sieglinde Schwarze, November 1999.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1999, 222 S., div. Abb.,
kart., € 10,23,
ISBN: 3-8246-0605-4,
Best.-Nr.: 7800333-99903.

Nr. 34

Die umweltpolitische Dimension der Osterweiterung der Europäischen Union: Herausforderungen und Chancen

Dipl.-Pol. Alexander Carius, Dipl.-Pol. Ingmar von Homeyer, RAin Stefani Bär (Ecologic, Gesellschaft für Internationale und Europäische Umweltforschung, Berlin), Juli 2000.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 138 S., € 10,23,
ISBN 3-8246-0621-6,
Best.-Nr.: 7800334-00901.

Nr. 35

Waldnutzung in Deutschland – Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung

Prof. Dr. Harald Plachter, Dipl.-Biologin Jutta Kill (Fachgebiet Naturschutz, Fachbereich Biologie, Universität Marburg); Prof. Dr. Karl-Reinhard Volz, Frank Hofmann, Dipl.-Volkswirt Roland Meder (Institut für Forstpolitik, Universität Freiburg), August 2000.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 298 S., € 12,27,
ISBN 3-8246-0622-4, Best.-Nr.: 7800335-00902.

Nr. 36

Analyse der Bedeutung von naturschutzorientierten Maßnahmen in der Landwirtschaft im Rahmen der Verordnung (EG) 1257/1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums

Dipl.-Ing. agr. Bernhard Osterburg, Dezember 2002.
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002,
103 S., € 8,50,
ISBN 3-8246-0680-1,
Best.-Nr.: 800336-02900.

Stellungnahmen

„European Governance for the Environment“ (EEAC Statement)

October 2003, 4 pages
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlolo03/stellung/Stellung_EEAC_State_Okt2003.pdf

„European Governance for the Environment“ (Background Document)

October 2003, 17 pages
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo/stellung/Stellung_EEAC_Okt2003.pdf

„On the economic impact of the planned reform of European Chemicals Policy“

Juli 2003, 36 pages
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Reach_Juli2003_eng.pdf

„Zur Wirtschaftsverträglichkeit der Reform der Europäischen Chemikalienpolitik“

Juli 2003, 36 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Reach_Juli2003.pdf

„Windenergienutzung auf See“

April 2003, 20 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Windenenergie_April2003.pdf

„Zum Konzept der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie“

Februar 2003, 13 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Meeresumweltschutz_Feb2003.pdf

Stellungnahme zum Referentenentwurf einer novellierten 17. BImSchV

August 2002, 24 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_17_BImSCH_Aug2002.pdf

Stellungnahme zur Anhörung der Monopolkommission zum Thema „Wettbewerb in der Kreislauf- und Abfallwirtschaft“

Februar 2002, 7 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Monopolkommission_Fes2002.pdf

Stellungnahme zum Regierungsentwurf zur deutschen Nachhaltigkeitsstrategie Umweltrat fordert anspruchsvollere Nachhaltigkeitsstrategie“

Februar 2002, 4 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Nachhaltigkeitsstrategie_Feb2002.pdf

Stellungnahme zum Ziel einer 40-prozentigen CO_2-Reduzierung

Dezember 2001, 3 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_40_CO_2Reduzierung_Dez2001.pdf

Stellungnahme zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes

März 2001, 9 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Bundesnaturschutz_Maerz2001.pdf

Stellungnahme zum Gesetzentwurf der Bundesregierung zur Fortführung der ökologischen Steuerreform

Oktober 1999, 6 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Fortf%FCHrung_Oeksteuerreform

Stellungnahme des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen zu den aktuellen Konsensgesprächen über die Beendigung der Nutzung der Atomenergie – im Vorgriff auf das Umweltgutachten 2000

September 1999, 2 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Konsensgespr%E4che_Sep1999.pdf

Stellungnahme zum „Entwurf eines Gesetzes zum Einstieg in die ökologische Steuerreform“

Januar 1999, 6 Seiten
http://www.umweltrat.de/03stellung/downlo03/stellung/Stellung_Einstieg_%D6kSteuerreform_Jan1999.pdf

Sommersmog: Drastische Reduktion der Vorläufersubstanzen des Ozons notwendig

Juni 1995, 8 Seiten

Stellungnahme zum Entwurf des Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutz-Gesetz – BBodSchG)

November 1993, 7 Seiten

Stellungnahme zum Verordnungsentwurf nach § 40 Abs. 2 Bundes-Immissionsschutz-Gesetz (BImSchG)

Mai 1993, 13 Seiten

Stellungnahme zum Entwurf des Rückstands- und Abfallwirtschaftsgesetzes (RAWG)

April 1993, 15 Seiten

Stellungnahme zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung in das nationale Recht

November 1987, 29 Seiten

Flüssiggas als Kraftstoff. Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen.

August 1982, 21 Seiten

Umweltchemikalien. Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen.

April 1979, 24 Seiten

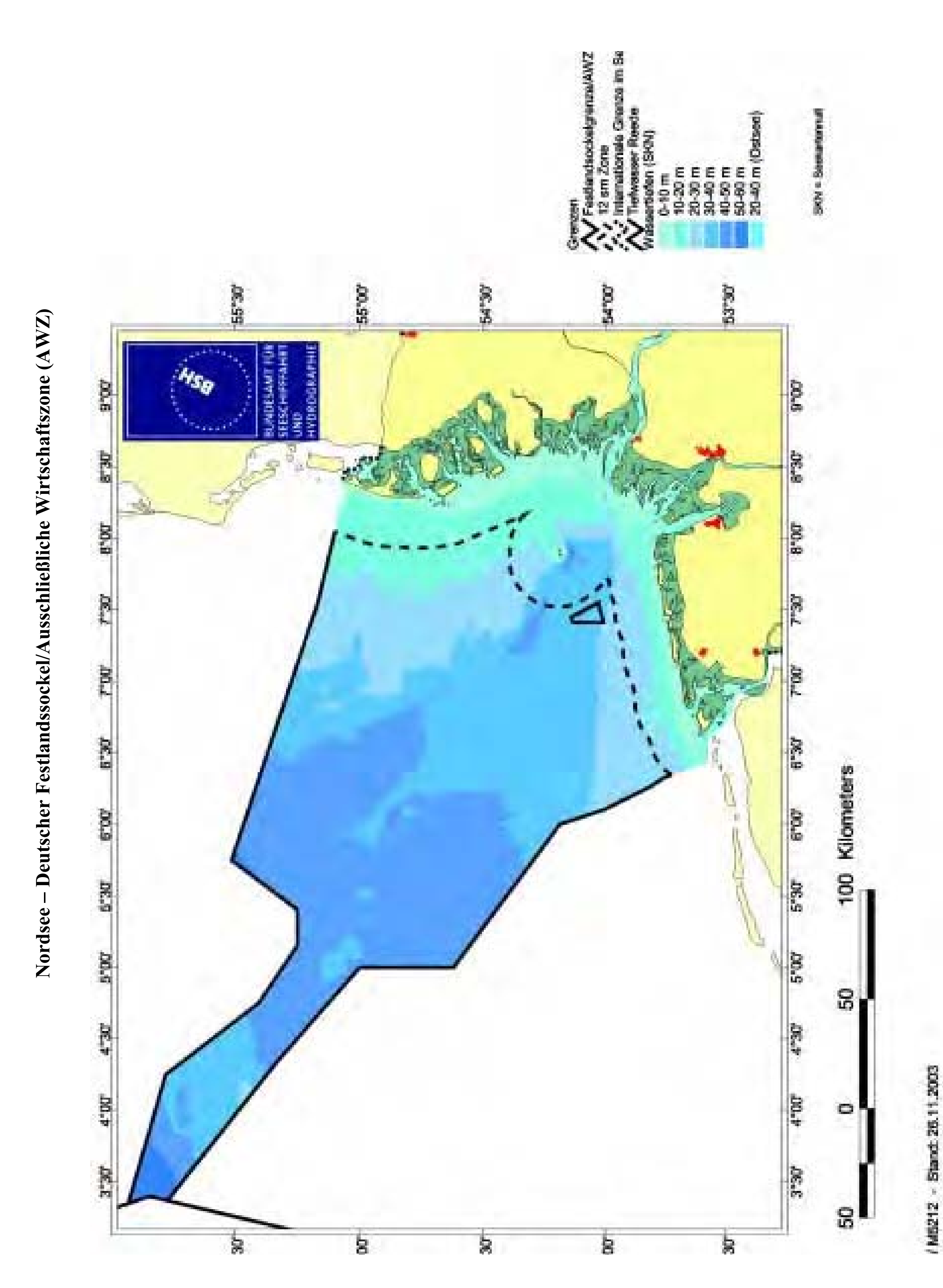
Stellungnahme zur Verkehrslärmschutzgesetzgebung

April 1979, 6 Seiten

Anhang II

Karte 3-1a

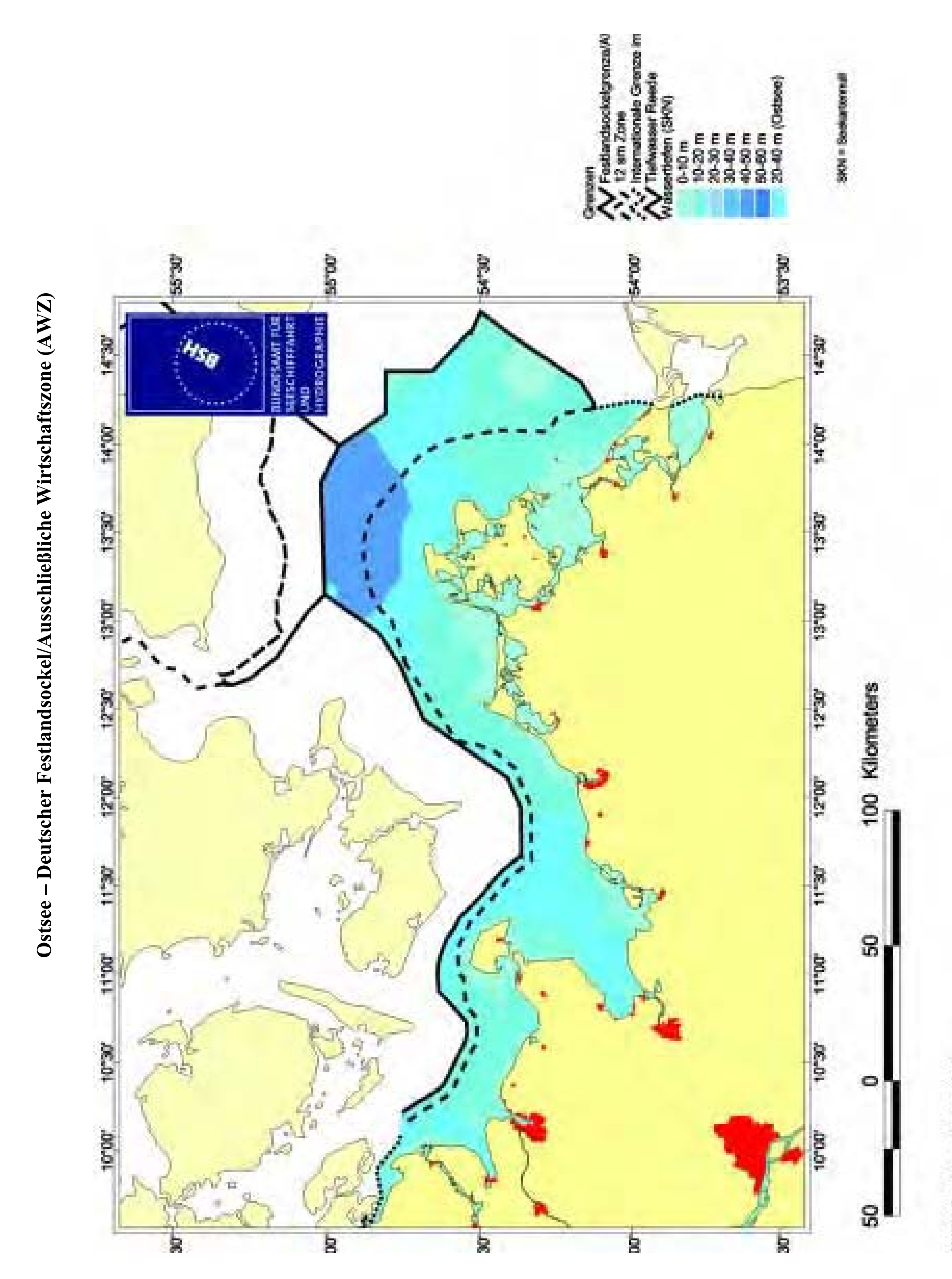
Nordsee – Deutscher Festlandssockel/Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-1b

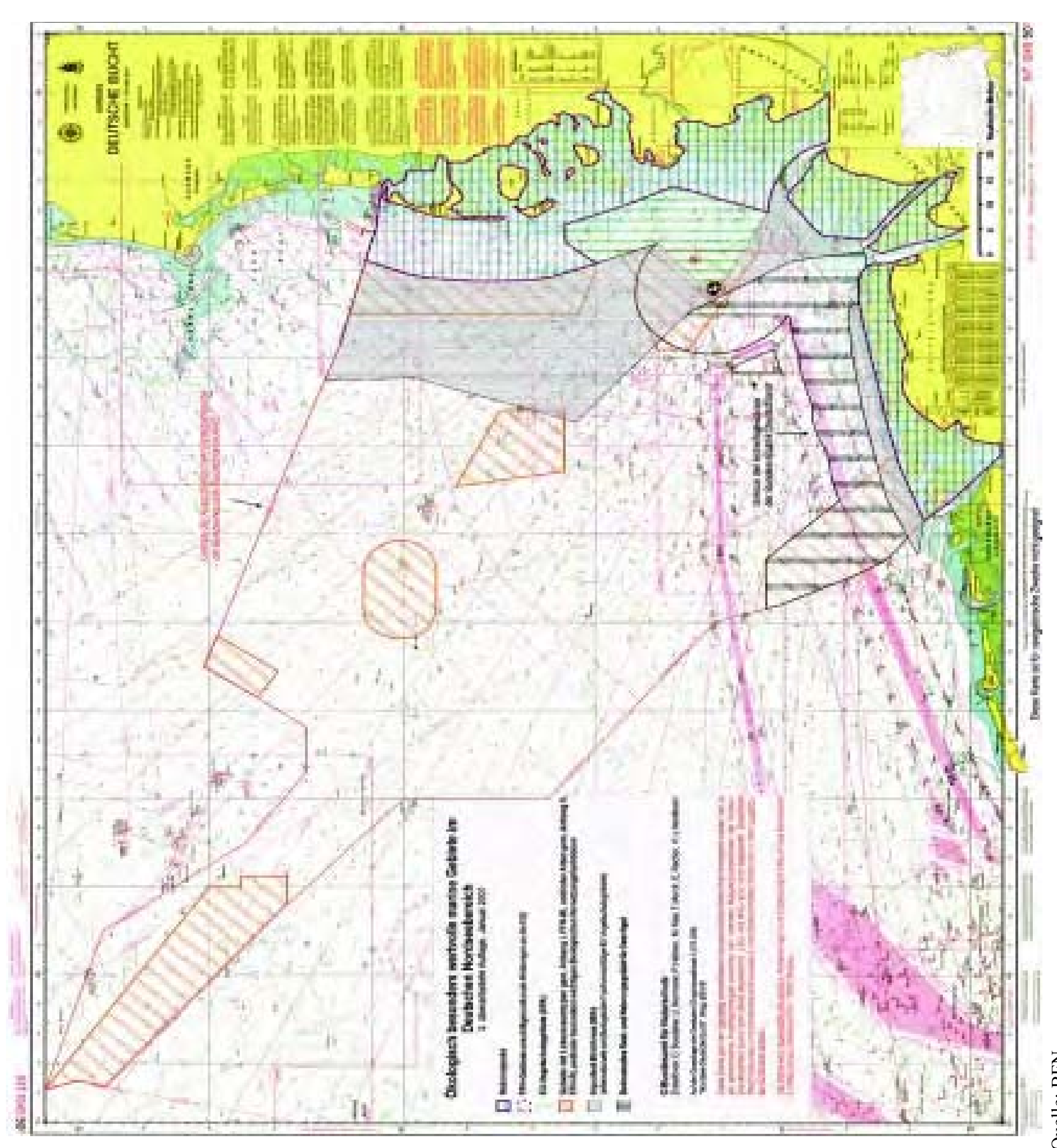
Ostsee – Deutscher Festlandsockel/Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-2a

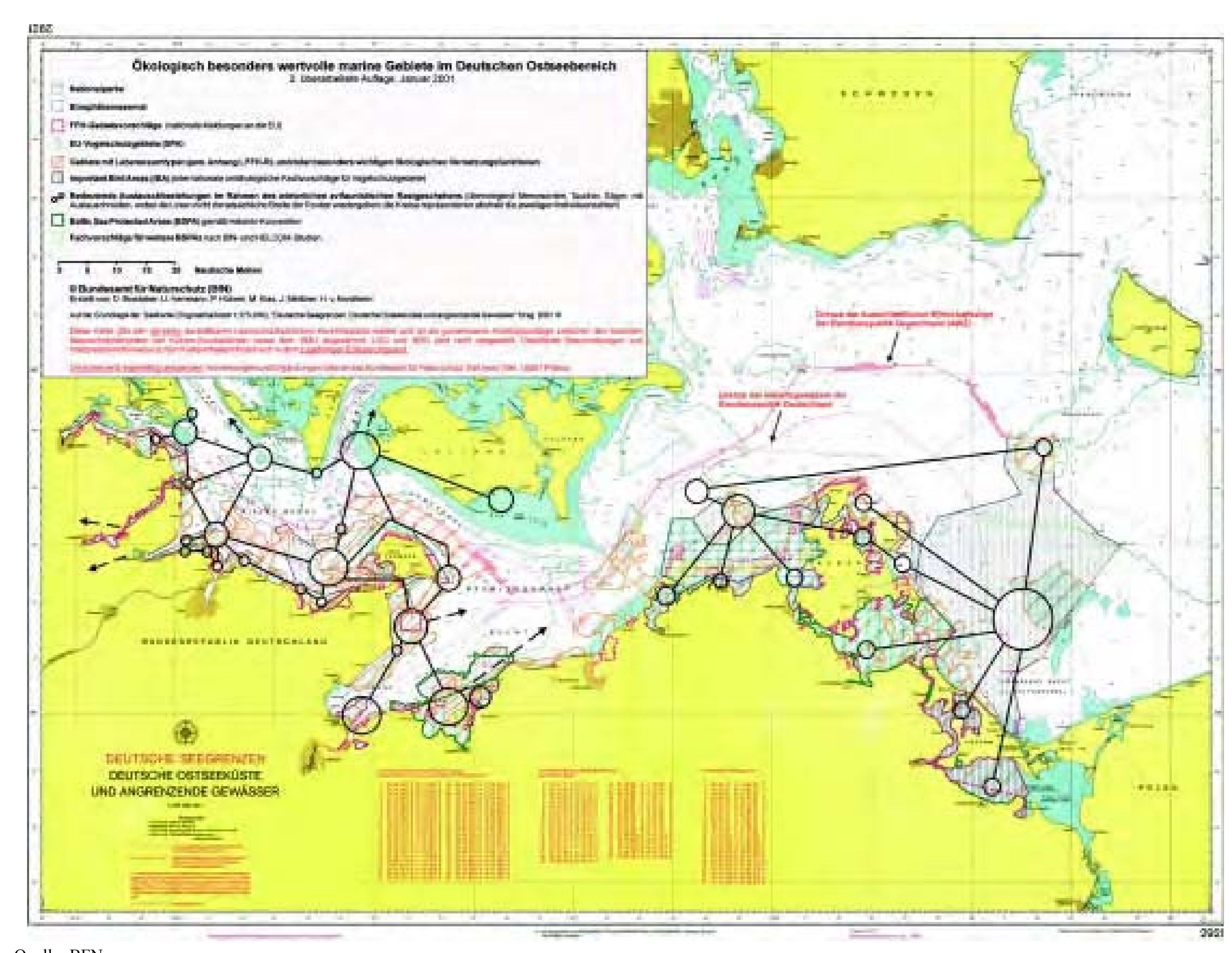
Ökologisch besonders wertvolle marine Gebiete im Deutschen Nordseebereich



Quelle: BFN
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-2b

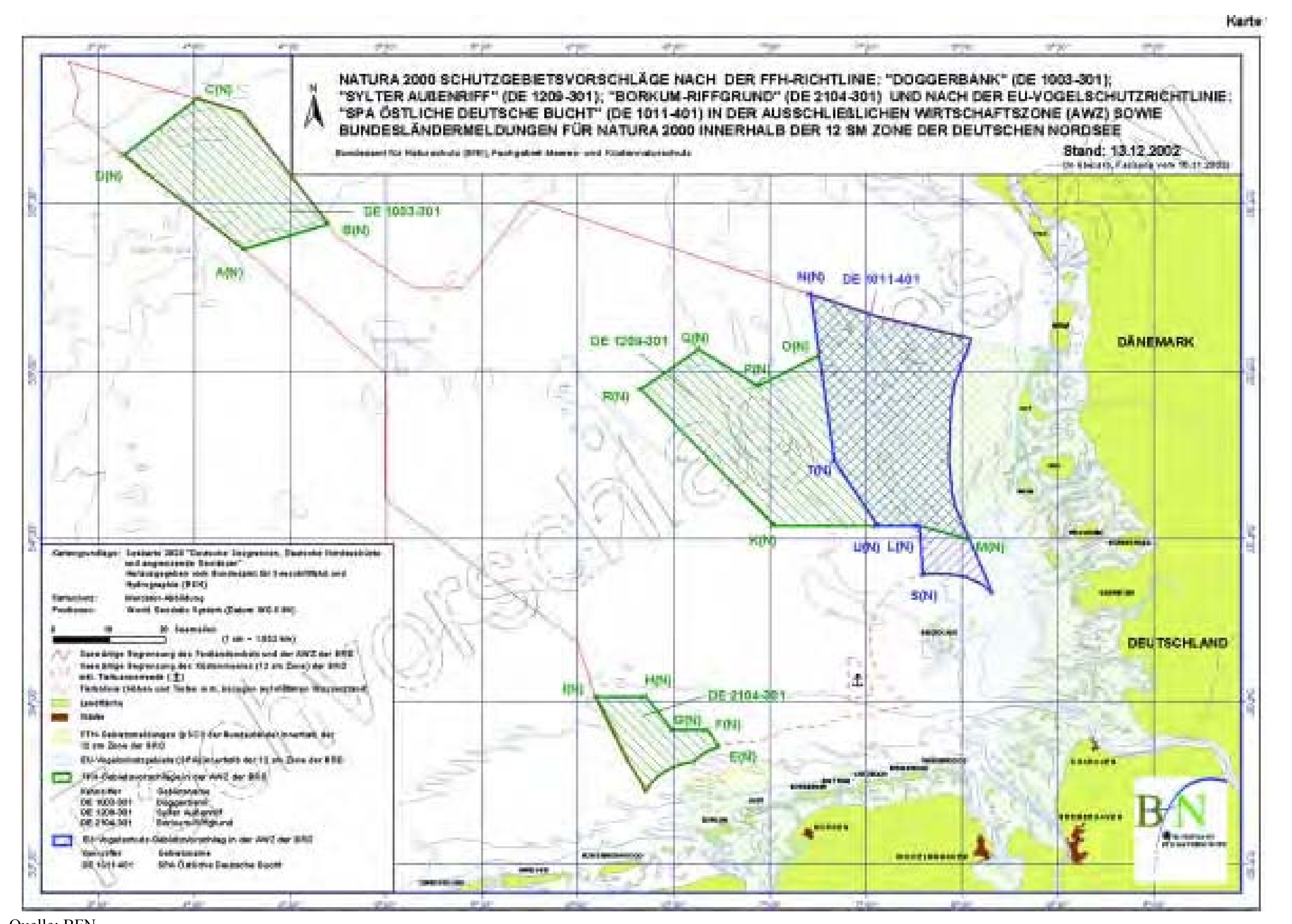
Ökologisch besonders wertvolle marine Gebiete im Deutschen Ostseebereich



Quelle: BFN
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-3a

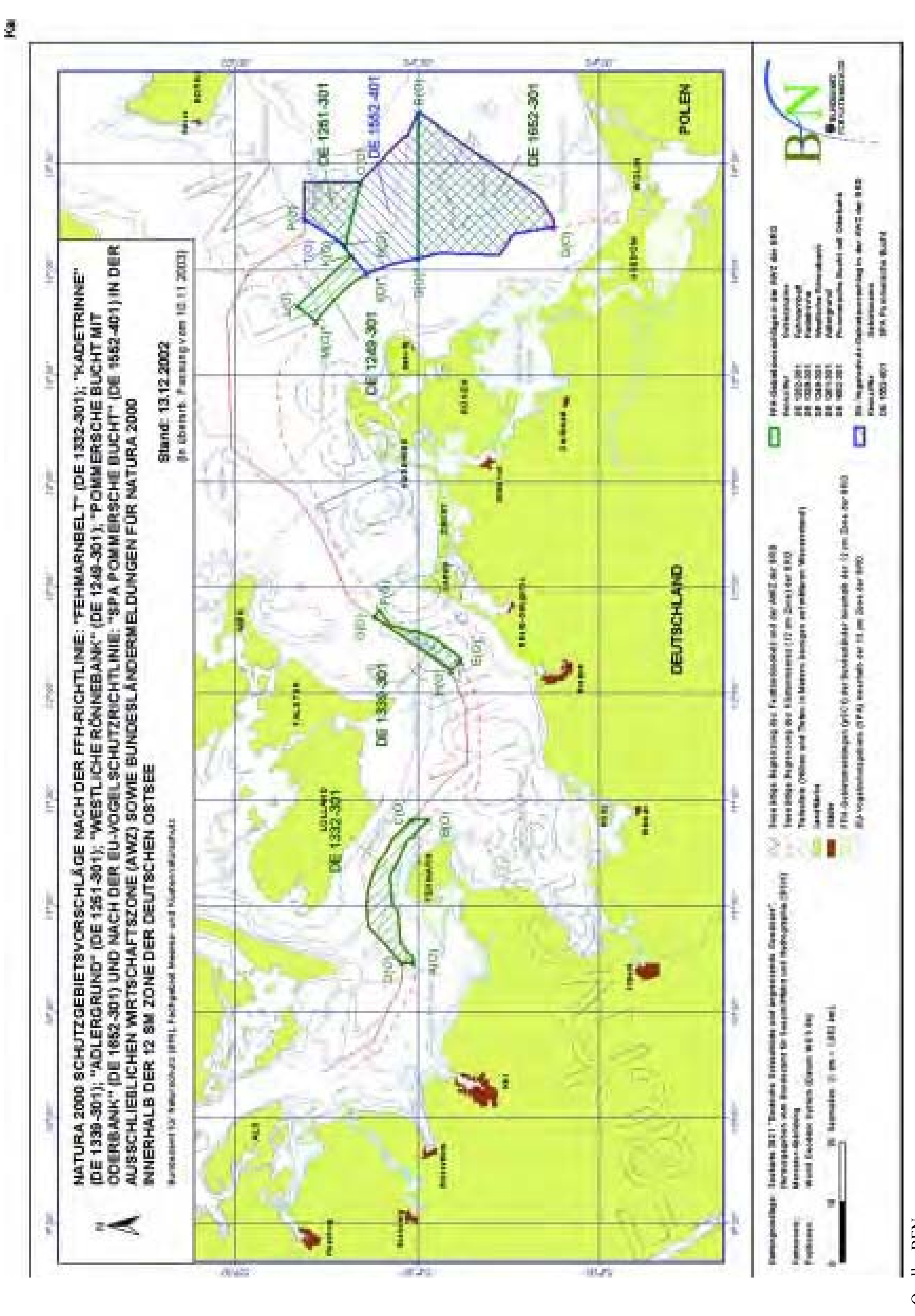
Natura 2000 Schutzgebietsvorschläge nach der FFH Richtlinie:



Quelle: BFN
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-3b

Natura 2000 Schutzgebietsvorschläge nach der FFH Richtlinie: …



Quelle: BFN
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-4a

Verteilung der abgrenzungsrelevanten Seevogelarten für den EU-Vogelschutz-Gebietsvorschlag „SPA Östliche Deutsche Bucht“ in der AWZ der Deutschen Nordsee

VERTEILUNG DER ABGRENZUNGSRELEVANTEN SEEVOGELARTEN FÜR DEN EU-VOGELSCHUTZ-GEBIETSVORSCHLAG "SPA ÖSTLICHE DEUTSCHE BUCHT" (DE 1011-401) IN DER AWZ DER DEUTSCHEN NORDSEE

Stand: 13.12.2002

DÄNEMARK

DEUTSCHLAND

Quelle: BFN
[Stand 2003-12-09]

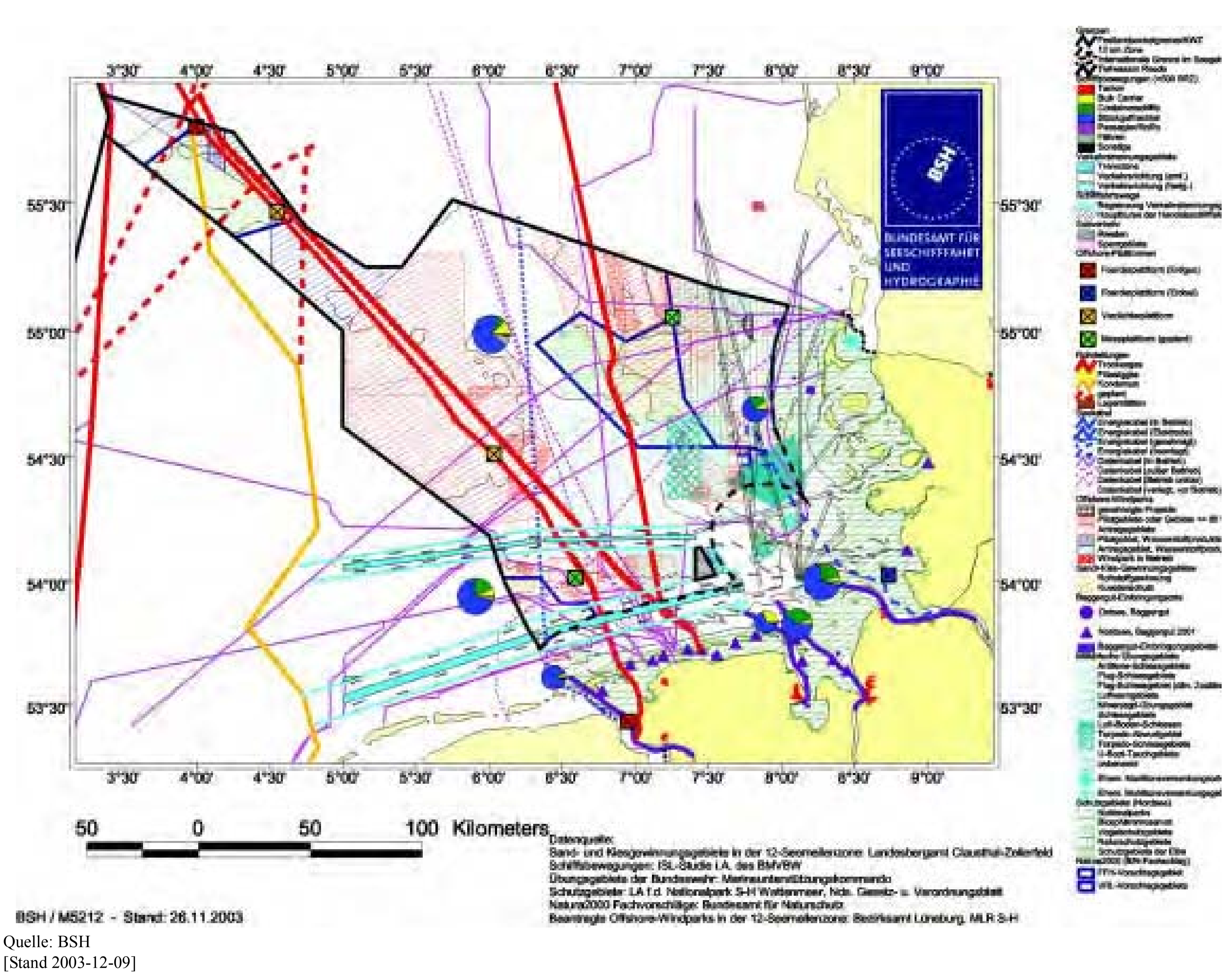
Karte 3-4b

Verteilung der abgrenzungsrelevanten Seevogelarten für den EU-Vogelschutz-Gebietsvorschlag „SPA Östliche Deutsche Bucht“ in der AWZ der Deutschen Ostsee

Quelle: BFN
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-5a

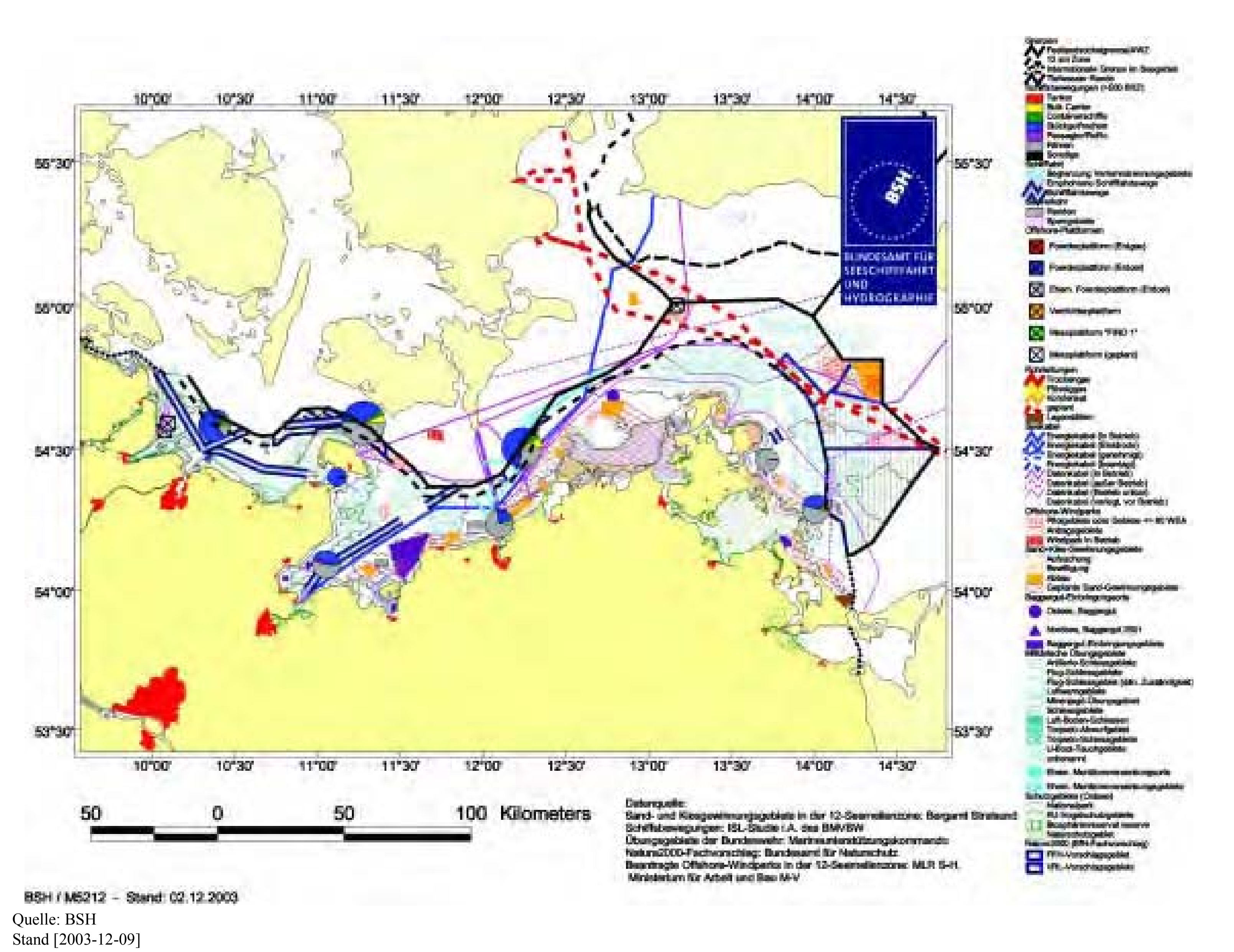
Nordsee – Sämtliche Nutzungen



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-5b

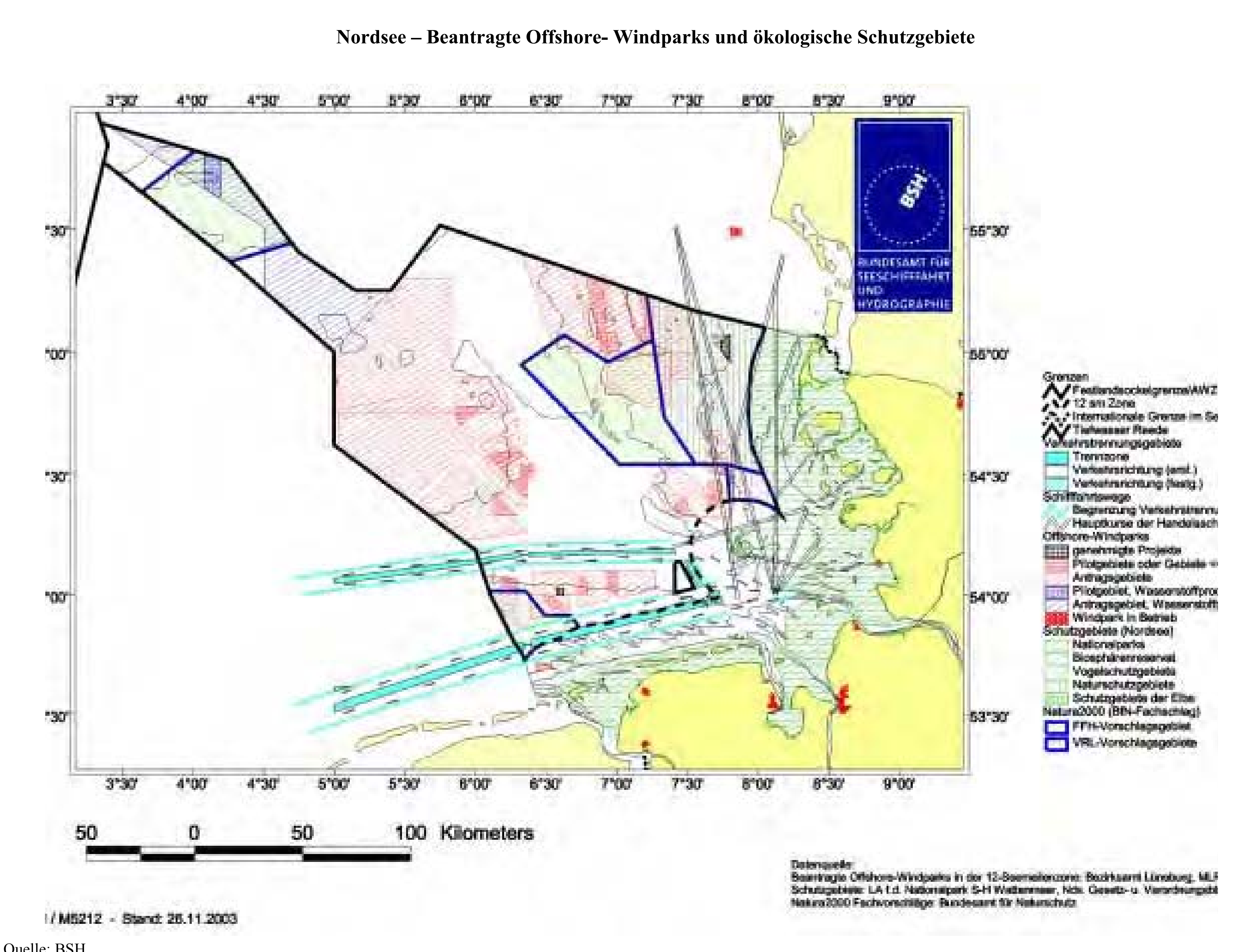
Ostsee – Sämtliche Nutzungen



Quelle: BSH
Stand [2003-12-09]

Karte 3-6a

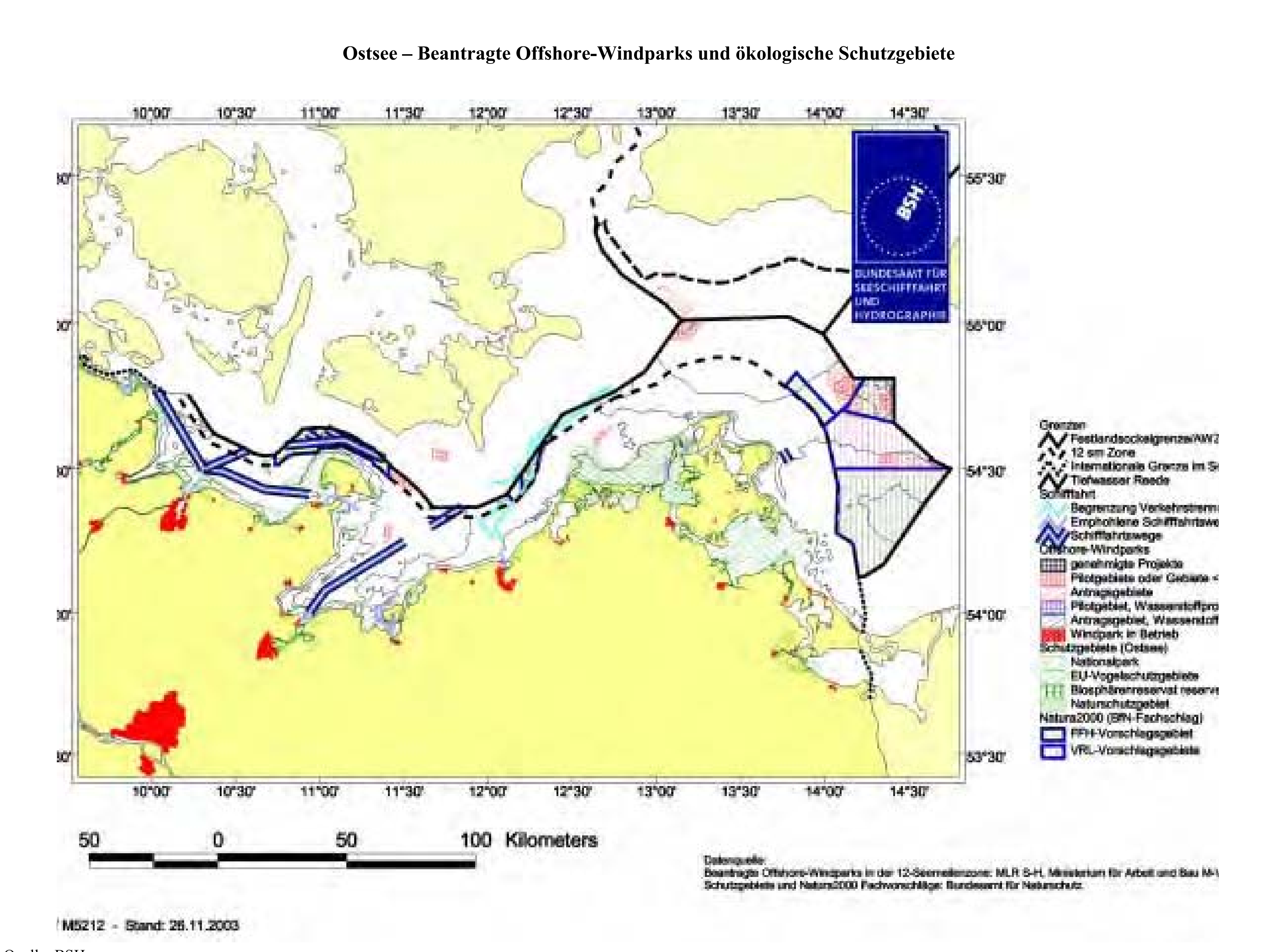
Nordsee – Beantragte Offshore- Windparks und ökologische Schutzgebiete



Quelle: BSH
Stand [2003-12-09]

Karte 3-6b

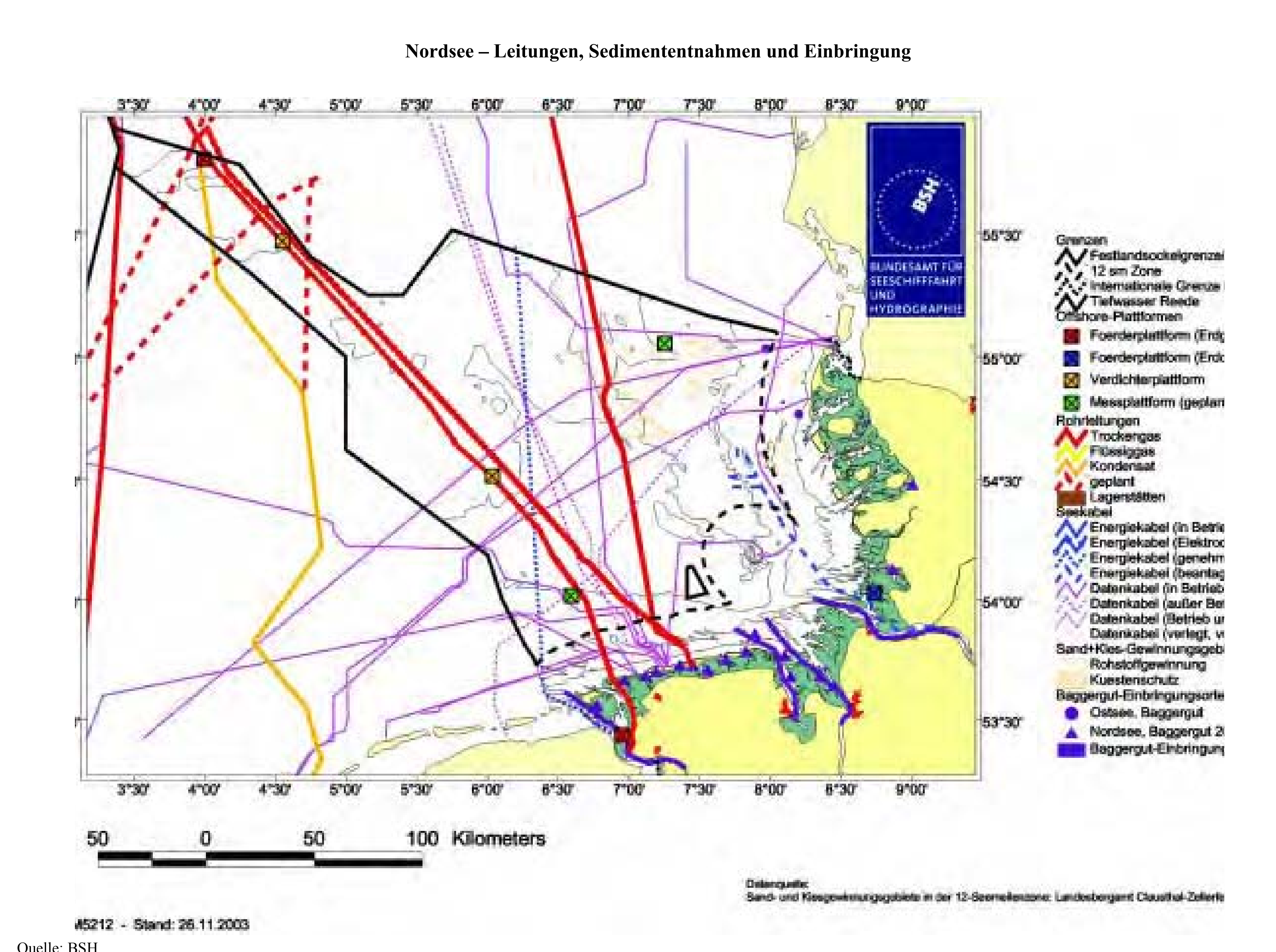
Ostsee – Beantragte Offshore-Windparks und ökologische Schutzgebiete



Quelle: BSH
Stand [2003-12-09]

Karte 3-7a

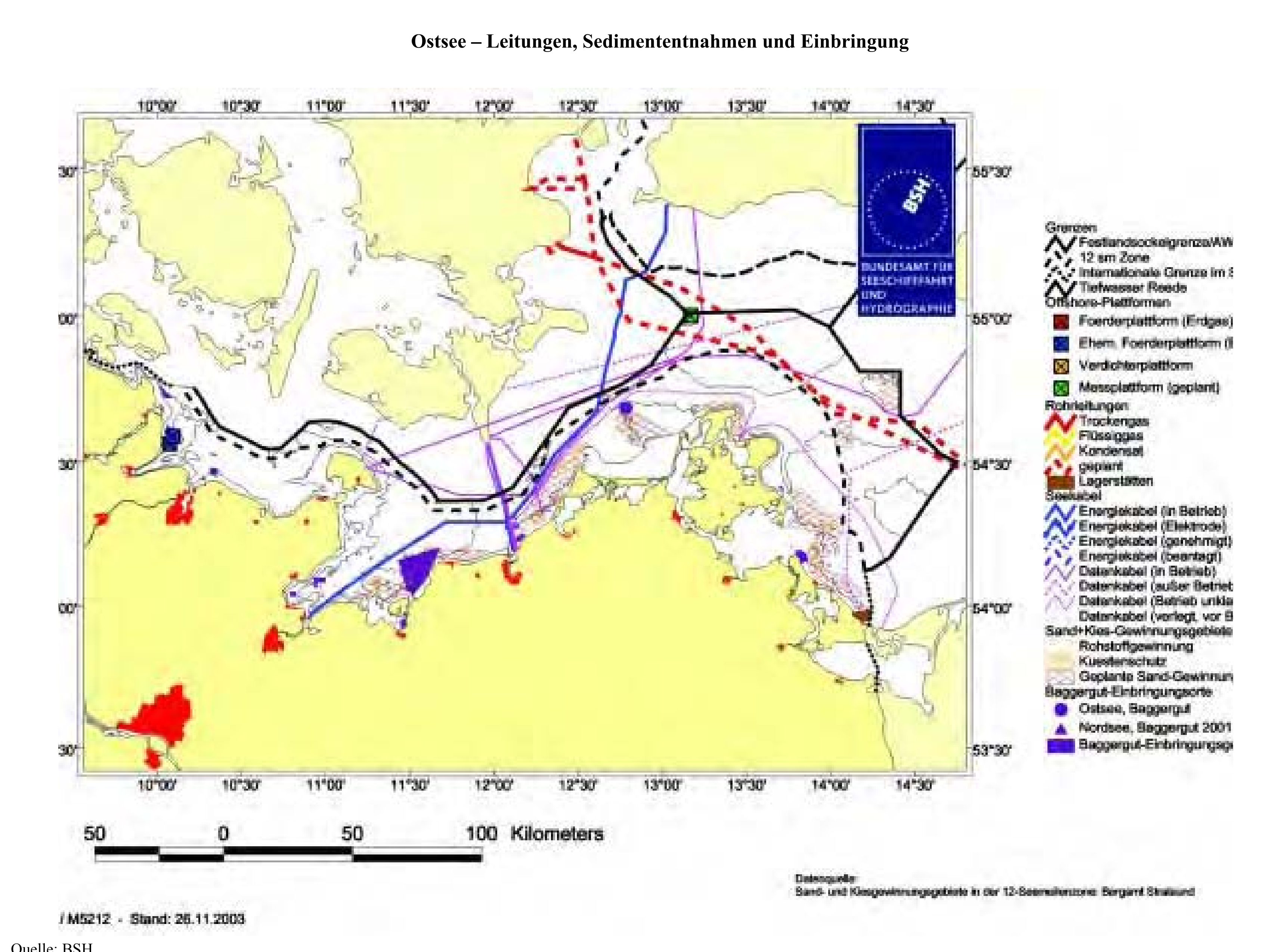
Nordsee – Leitungen, Sedimententnahmen und Einbringung



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-7b

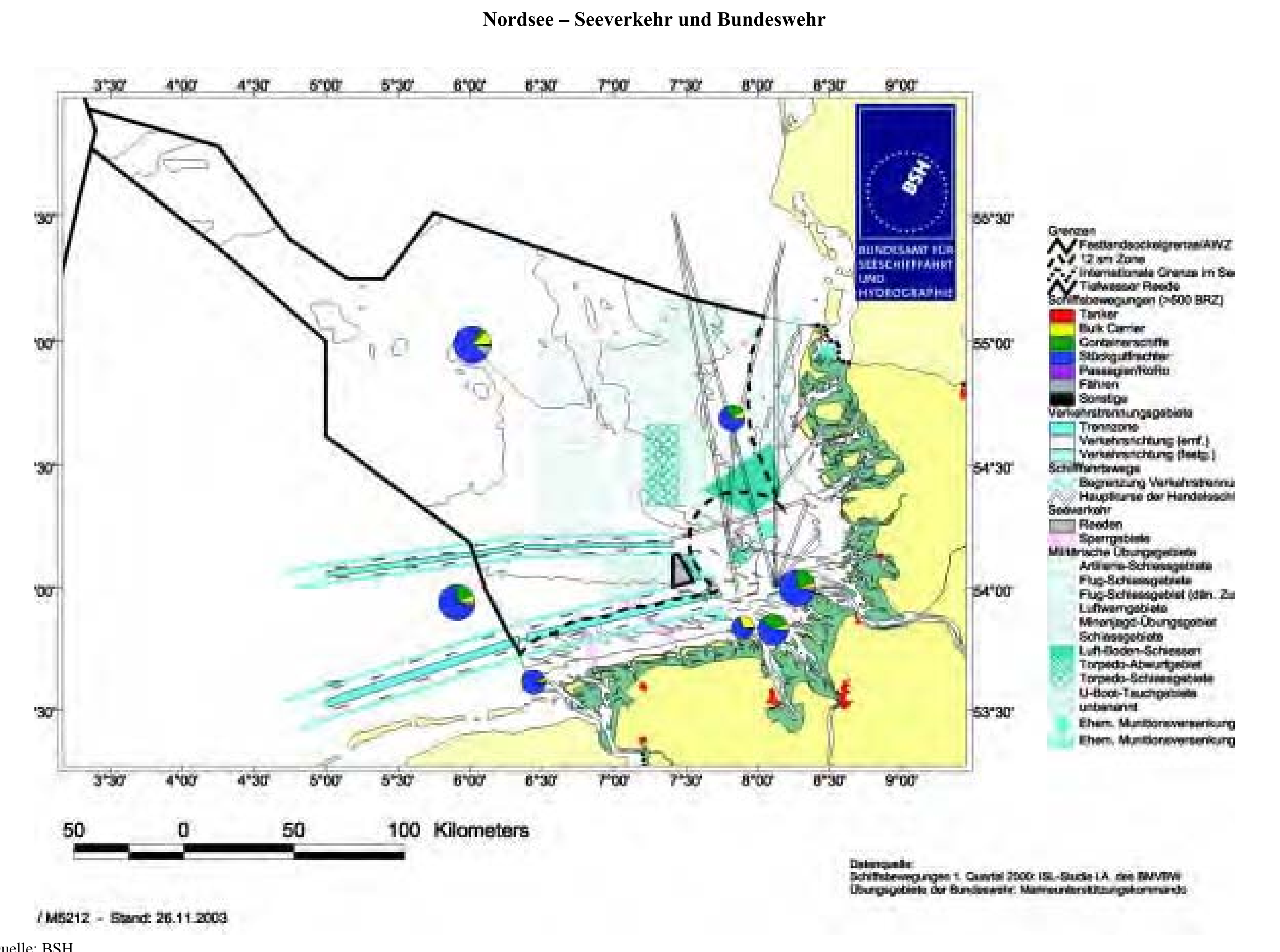
Ostsee – Leitungen, Sedimententnahmen und Einbringung



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-8a

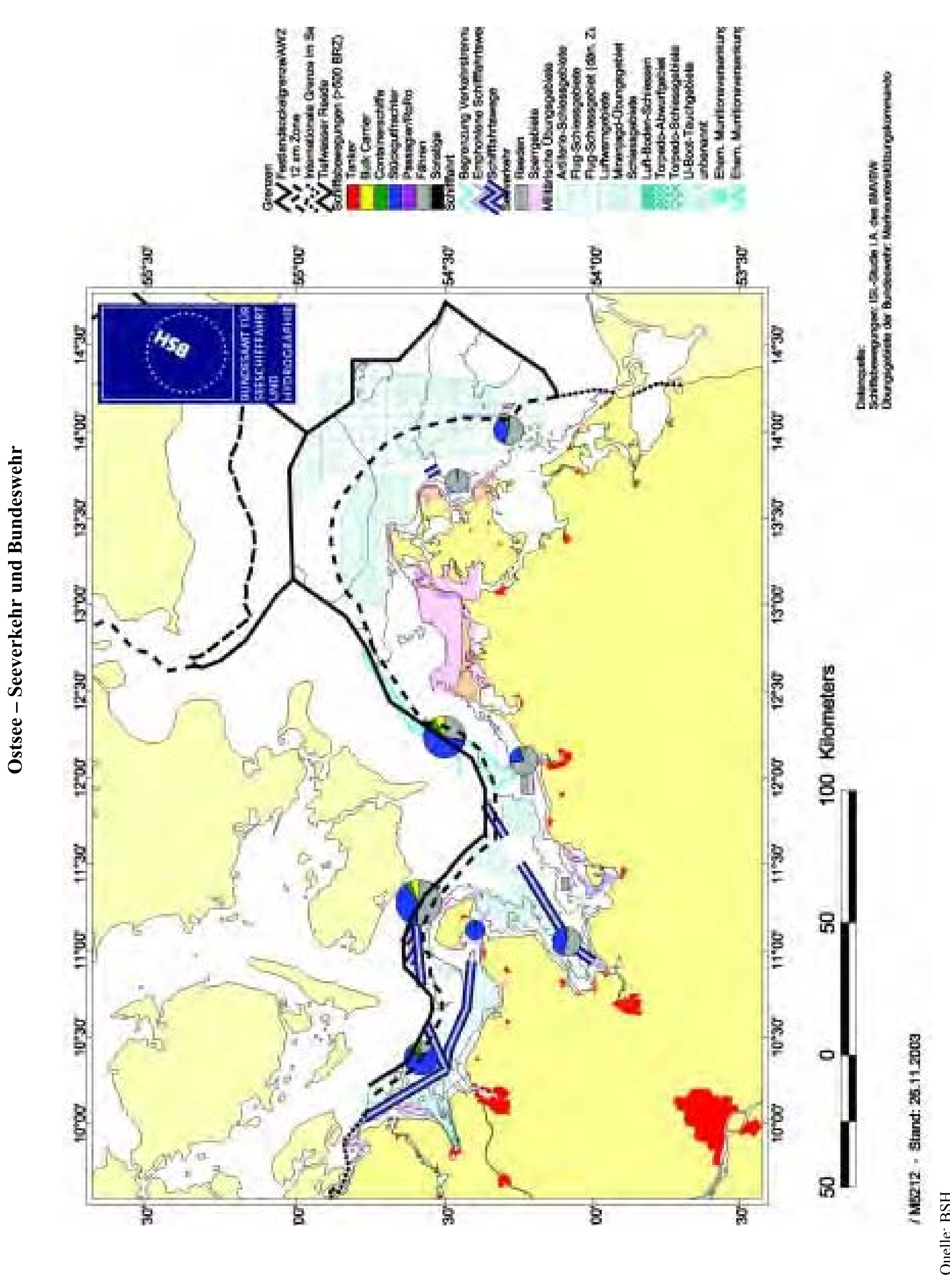
Nordsee – Seeverkehr und Bundeswehr



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Karte 3-8b

Ostsee – Seeverkehr und Bundeswehr



Quelle: BSH
[Stand 2003-12-09]

Schiffliste/Grafik HELCOM
Liste der von der EU Kommission benannten (besonders) gefährlichen Schiffe

Name of vessel	Type of vessel	Age	Detentions	Flag (*)
AIN TEMOUCHENT	Bulkcarrier	21	1	Algeria (Very high risk)
AIN OUSSERA	Bulkcarrier	20	1	Algeria (Very high risk)
NEDROMA	Bulkcarrier	25	1	Algeria (Very high risk)
BLIDA	Bulkcarrier	25	1	Algeria (Very high risk)
SERSOU	Bulkcarrier	21	1	Algeria (Very high risk)
AMIRA	Oil Tanker	7	1	Algeria (Very high risk)
EL DJAZAIR	Ro-Ro Passenger	32	1	Algeria (Very high risk)
HOGGAR	Ro-Ro Passenger	32	1	Algeria (Very high risk)
ZERALDA	Ro-Ro Passenger	32	1	Algeria (Very high risk)
GABRIELLE	Ro-Ro Passenger	38	4	Bolivia (Very high risk)
ALKYON	Ro-Ro Passenger	38	2	Bolivia (Very high risk)
EUROPA I	Ro-Ro Passenger	41	1	Bolivia (Very high risk)
TRINITY	Bulkcarrier	26	2	Cambodia (Very high risk)
LEGEND 1	Bulkcarrier	31	1	Cambodia (Very high risk)
RONGA	Bulkcarrier	31	1	Cambodia (Very high risk)
HANDY OCEAN	Bulkcarrier	26	1	Cambodia (Very high risk)
MED BULKER I	Bulkcarrier	25	1	Cambodia (Very high risk)
LAILA QUEEN	Bulkcarrier	26	1	Cambodia (Very high risk)
MED GENERAL IV	Bulkcarrier	31	1	Cambodia (Very high risk)
AL KHALED	Bulkcarrier	28	1	Cambodia (Very high risk)
BANAM	Bulkcarrier	40	1	Cambodia (Very high risk)
BELIZE CITY	Bulkcarrier	27	1	Cambodia (Very high risk)
BELMOPAN	Bulkcarrier	27	1	Cambodia (Very high risk)
FORT GEORGE	Bulkcarrier	28	1	Cambodia (Very high risk)
NICOLO ELISA	Bulkcarrier	28	1	Cambodia (Very high risk)
STAR	Bulkcarrier	28	1	Cambodia (Very high risk)
PURSAT	Bulkcarrier	40	1	Cambodia (Very high risk)
IULIANA T	Bulkcarrier	29	1	Georgia (Very high risk)
MELTEM G	Bulkcarrier	33	1	Georgia (Very high risk)
ARCHON	Oil Tanker	33	1	Honduras (Very high risk)
BLUE SEA	Bulkcarrier	27	1	Korean Dem. Rep. (Very high risk)
ALEXANDER K	Bulkcarrier	25	1	Lebanon (Very high risk)
ANGELA	Bulkcarrier	25	1	Lebanon (Very high risk)
FRINA	Bulkcarrier	30	2	Romania (Very high risk)
VALERIA	Bulkcarrier	27	2	Romania (Very high risk)
ALEXANDRU C	Bulkcarrier	28	1	Romania (Very high risk)
SABINA	Bulkcarrier	25	1	Romania (Very high risk)
TALIA S	Bulkcarrier	25	1	Romania (Very high risk)

Name of vessel	Type of vessel	Age	Detentions	Flag (*)
TIGRA	Bulkcarrier	26	1	Romania (Very high risk)
AHMAD-S	Bulkcarrier	21	1	Syrian Arab Republic (Very high risk)
SAMALI S	Bulkcarrier	27	1	Syrian Arab Republic (Very high risk)
MAI-S	Bulkcarrier	27	1	Syrian Arab Republic (Very high risk)
STARI GRAD	Oil Tanker	36	2	Tonga (Very high risk)
SLUNJ	Oil Tanker	43	1	Tonga (Very high risk)
SALIH C	Bulkcarrier	30	3	Turkey (Very high risk)
BERRAK N	Bulkcarrier	25	2	Turkey (Very high risk)
GULLUK	Bulkcarrier	23	2	Turkey (Very high risk)
ODIN BEY	Bulkcarrier	24	2	Turkey (Very high risk)
GOKHAN KIRAN	Bulkcarrier	18	2	Turkey (Very high risk)
HEREKE 4	Bulkcarrier	27	2	Turkey (Very high risk)
HILAL I	Bulkcarrier	26	2	Turkey (Very high risk)
SAPANCA	Bulkcarrier	28	2	Turkey (Very high risk)
GOLDEN S	Chemical Tanker	33	2	Turkey (Very high risk)
ALEMDAR 1	Oil Tanker	13	2	Turkey (Very high risk)
BOLU	Bulkcarrier	20	1	Turkey (Very high risk)
BURDUR	Bulkcarrier	21	1	Turkey (Very high risk)
ERKAN METE	Bulkcarrier	27	1	Turkey (Very high risk)
HAKKI DEVAL	Bulkcarrier	24	1	Turkey (Very high risk)
KIRAN PACIFIC	Bulkcarrier	17	1	Turkey (Very high risk)
MANYAS 1	Bulkcarrier	27	1	Turkey (Very high risk)
GULSER ANA	Bulkcarrier	18	1	Turkey (Very high risk)
KAPTAN NEVZAT KACAR	Bulkcarrier	19	1	Turkey (Very high risk)
OSMAN METE	Bulkcarrier	28	1	Turkey (Very high risk)
TAHIR KIRAN	Bulkcarrier	16	1	Turkey (Very high risk)
BARBAROS KIRAN	Bulkcarrier	18	1	Turkey (Very high risk)
BOLKAR	Bulkcarrier	22	1	Turkey (Very high risk)
C FILYOS	Bulkcarrier	13	1	Turkey (Very high risk)
HACI RESIT KALKAVAN	Bulkcarrier	25	1	Turkey (Very high risk)
MUZEYYEN ANA	Bulkcarrier	18	1	Turkey (Very high risk)
SOHRET	Bulkcarrier	31	1	Turkey (Very high risk)
SOLI	Bulkcarrier	26	1	Turkey (Very high risk)
ZEYNEP ANA	Bulkcarrier	26	1	Turkey (Very high risk)
ESIN S	Chemical Tanker	33	1	Turkey (Very high risk)
METIN KA	Chemical Tanker	30	1	Turkey (Very high risk)
HABAS	Gas Carrier	19	1	Turkey (Very high risk)
EMRE BENER	Oil Tanker	27	1	Turkey (Very high risk)
KAPTAN VEYSEL	Oil Tanker	25	1	Turkey (Very high risk)

Name of vessel	Type of vessel	Age	Detentions	Flag (*)
VELI ALEMDAR	Oil Tanker	29	1	Turkey (Very high risk)
ANKARA	Ro-Ro Passenger	22	1	Turkey (Very high risk)
KAPTAN BURHANETTIN ISIM	Ro-Ro Passenger	13	1	Turkey (Very high risk)
ARRAZI	Chemical Tanker	21	1	Morocco (High risk)
AL WAHDA	Oil Tanker	11	1	Morocco (High risk)
HECTOR	Bulkcarrier	25	2	St. Vincent & Grenadines (High risk)
MAPLE	Chemical Tanker	28	2	St. Vincent & Grenadines (High risk)
JOHANNA KATHRINA	Chemical Tanker	29	2	St. Vincent & Grenadines (High risk)
J SAFE	Bulkcarrier	21	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
KORO	Bulkcarrier	33	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
NESTOR C	Bulkcarrier	24	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
FIVOS	Bulkcarrier	25	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
LEPETANE	Bulkcarrier	29	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
SEA BRIGHT	Bulkcarrier	26	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
TITAN	Bulkcarrier	20	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
RHONE	Chemical Tanker	31	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
TAVIRA	Oil Tanker	25	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
PALOMA I	Ro-Ro Passenger	23	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
SUPERFERRY	Ro-Ro Passenger	31	1	St. Vincent & Grenadines (High risk)
BULK DIAMOND	Bulkcarrier	17	2	Cyprus (Medium risk)
PRINCESS ILARIA	Bulkcarrier	25	2	Cyprus (Medium risk)
BASKA	Bulkcarrier	28	2	Malta (Medium risk)
TIARELLA	Bulkcarrier	27	2	Malta (Medium risk)
ISMINI	Bulkcarrier	24	2	Malta (Medium risk)
GRAIN TRADER	Bulkcarrier	24	2	Malta (Medium risk)
TALYA I	Ro-Ro Passenger	35	3	Panama (Medium risk)
IRENE VE	Bulkcarrier	25	2	Panama (Medium risk)
AGIOS DIMITRIOS	Bulkcarrier	28	2	Panama (Medium risk)
FENIX	Bulkcarrier	24	2	Panama (Medium risk)
OCEAN SURF	Bulkcarrier	22	2	Panama (Medium risk)
PANDORA P	Bulkcarrier	20	2	Panama (Medium risk)
RODIN	Bulkcarrier	34	2	Panama (Medium risk)
PERGAMOS	Chemical Tanker	28	2	Panama (Medium risk)
TATRY	Chemical Tanker	28	2	Panama (Medium risk)
OLYMPIC PRIDE	Oil Tanker	21	2	Panama (Medium risk)

Quelle: EU-Kommission, Pressemitteilung IP/03/1116, Annex 3, verändert.



Gesamtherstellung: H. Heenemann GmbH & Co., Buch- und Offsetdruckerei, Bessemerstraße 83–91, 12103 Berlin
Vertrieb: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Amsterdamer Str. 192, 50735 Köln, Telefon (02 21) 97 66 83 40, Telefax (02 21) 97 66 83 44
ISSN 0722-8333